

Der jahreszeitliche Wechsel der Lebensgemeinschaften
in verschmutzten Gewässern mit speziellen Untersuchungen
über das Strömungsverhalten und den Sauerstoffbedarf
einiger Süßwassercrustaceen

Lothar H U B E R

1957

Der jahreszeitliche Wechsel der Lebensgemeinschaften
in verschmutzten Gewässern mit speziellen Untersuchungen
über das Strömungsverhalten und den Sauerstoffbedarf
einiger Süßwasser-crustaceen

Inaugural-Dissertation
zur
Erlangung der Doktorwürde
der
Hohen Naturwissenschaftlichen Fakultät
der
Ludwig-Maximilians-Universität
zu München

vorgelegt
von
Lothar HUBER
aus
Straubing/Bayern

Januar 1957



5349/60.

Berichterstatter: 1. Prof.Dr.H.LIEBMANN
2. Prof.Dr.Dr.K.von FRISCH

Tag der mündlichen Prüfung: 20.Februar 1957

Inhaltsübersicht

	Seite
I. Einleitung	1
II. Untersuchungen über den jahreszeitlichen Wechsel der Lebensgemeinschaften in verschmutzten Gewässern und über das Störungsverhalten sowie den Sauer- stoffbedarf von <i>Asellus aquaticus</i> L. und <i>Carinogam-</i> <i>marus roeselii</i>	2
A Literaturübersicht	2
B Eigene Untersuchungen	13
1. Freilanduntersuchungen an verschmutzten Ge- wässern über den jahreszeitlichen Wechsel der Biozönosen	13
a) Material und Methodik	14
b) Typ perennierendes Flachgewässer, stark verunreinigt (Rainer Weiher)	17
c) Typ perennierendes Flachgewässer, sehr stark verunreinigt (Roßschwemme)	38
d) Typ Fließsgewässer, stark vereunreinigt (Allachbach)	49
e) Typ Fließsgewässer, schwach verunreinigt (Schanzlwegbach)	65
f) Diskussion der Untersuchungsergebnisse .	69
2. Laboratoriumsuntersuchungen an <i>Asellus aqua-</i> <i>ticus</i> und <i>Carinogammarus roeselii</i> über Ver- halten im Strömungsaquarium und Sauerstoff- bedarf im Respirometer	75
a) Einführung	75
b) Material	76
c) Verhalten von <i>Asellus aquaticus</i> und <i>Ca-</i> <i>rinogammarus</i> im Strömungsaquarium	78
d) Ermittlung des Sauerstoffbedarfs von <i>Asel-</i> <i>lus aquaticus</i> und <i>Carinogammarus roeselii</i>	85
e) Diskussion der Untersuchungsergebnisse .	90
C. Zusammenfassung	92
III. Literaturverzeichnis	I-VI
IV. Anhang: Tabellen	

I. Einleitung

Trotz einer grossen Reihe von ökologischen und physiologischen Arbeiten auf dem Gebiet der Hydrobiologie und besonders auch der Biologie der Abwässer fehlen bisher in der Literatur Untersuchungen über den jahreszeitlichen Wechsel der Lebensgemeinschaften in verschmutzten Gewässern unter besonderer Berücksichtigung ihres Saprobitätscharakters. Auf Anregung von Professor Dr. H. LIEBMANN habe ich deshalb in vorliegender Arbeit versucht, in einer Reihe von verschmutzten Gewässern verschiedener Beschaffenheit das Bild des jahreszeitlichen Wechsels der Biozöosen unter Verwendung von qualitativen und quantitativen Untersuchungsmethoden festzuhalten. Besondere Beachtung finden dabei die Leitformen des revidierten Saprobien-systems von LIEBMANN (1951). In Ergänzung dazu sollen durch die Ermittlung der jeweiligen physikalischen und chemischen Umweltsbedingungen der untersuchten Gewässer Beziehungen zwischen Lebensraum und Bewohnern hergestellt werden.

Im zweiten Teil der Arbeit werden ausgehend von Freilandbeobachtungen, die im ersten Teil der Arbeit gemacht wurden, der Isopode *Asellus aquaticus* L. und der Amphipode *Carinogammarus roeselii* STEB. auf ihr experimentell noch nicht untersuchtes Strömungsverhalten im Strömungs-aquarium untersucht. Zusammen mit der Ermittlung des Sauerstoffbedarfes der beiden Arten, sowie auch von *Gammarus pulex*, im Respirometer wird aus den physiologischen Befunden dann eine Teilanalyse des Freilandverhaltens dieser Formen angestrebt.

Herzlichen Dank abstaten möchte ich Herrn Professor Dr. H. LIEBMANN für die liebenswürdige Erteilung des Dissertationsthemas, für seine stets fürsorgliche und freundliche Unterstützung durch Rat und Tat und die Gewährung eines Arbeitsplatzes in seinem Institut. Ferner danke ich Herrn Professor Dr. Dr. K. von FRISCH für die grosszügige Überlassung von Untersuchungsapparaturen, Herrn Dr. W. ENGELHARDT in München und Herrn Rektor J. WEINZIERL in Landshut für ihre Mithilfe bei der Bestimmung von Wasserinsekten und Kieselalgen.

II. Untersuchungen über den jahreszeitlichen Wechsel der Lebensgemeinschaften in verschützten Gewässern und über das Strömungsverhalten sowie den Sauerstoffbedarf von
Asellus aquaticus und Cerinogammarus

II A Literaturübersicht

Der Begriff Lebensgemeinschaft (= Biozönose) wird zum ersten Mal geprägt und verwendet von MÜBIUS (1877). Er bestimmt die Bioszönose als eine Gemeinschaft von lebenden Wesen für eine den durchschnittlichen äusseren Lebensbedingungen entsprechende Zahl und Auswahl von Arten und Individuen, welche sich gegenseitig bedingen und durch Fortpflanzung in einem abgemessenen Gebilde dauernd erhalten.

Mehr noch als bei MÜBIUS (1877) tritt bei DAHL (1903, 1904) eine Überbetonung der faunistischen Komponente der Lebensgemeinschaft hervor, wenn er dem Zoologen die Biozönose und dem Botaniker die Pflanzengemeinschaft zuteilt.

CLEMENTS (1905, 1910, 1943) prägt den Begriff "biotic community" und erblickt darin eine organische Einheit von Tieren und Pflanzen eines bestimmten Lebensraumes. Die Lebensgemeinschaft (= "biotic community") wird beherrscht durch den Lebensraum (= "habitat"), welcher alle physikalischen und chemischen Faktoren umfasst, die auf eine Organismengemeinschaft wirken.

RESVOY (1924) sieht in der Biozönose ein sich in einen beweglichen Gleichgewichtszustand erhaltendes Bevölkerungssystem, das sich bei gegebenen ökologischen Verhältnissen einstellt. FRIEDRICH (1930) führt an, dass die Lebensgemeinschaft "das sich selbst regelnde Bevölkerungssystem einer natürlich abgegrenzten Einheit des Lebensraumes ist".

BOEHMMEIER (1938) bestimmt die Lebensgemeinschaft als eine Kombination von Pflanzen und Tieren, die in ähnlicher Zusammensetzung ihrer dominanten und charakteristischen Arten immer wiederkehrt, wo ähnliche ökologische Bedingungen vorhanden sind.

Nach SCHWENKE (1953) heisst Biozönose "ein abiotisch-biotischer Beziehungskomplex, der zur Selbstregulation, ausgedrückt in

einen beweglichen Gleichgewicht der Arten, befähigt ist."

SZELINYI (1955) erblickt in der Biozönose eine Vergesellschaftung, die aus tierischen und pflanzlichen Gliedern besteht, deren Zusammenhang durch ernährungsbiologische Faktoren verursacht wird.

Mit der besonderen Anwendung des Lebensgemeinschaftsbegriffes in der Hydrobiologie setzen sich auseinander Arbeiten von IVLEV (1933), THIENEMANN (1913, 1920, 1939) und RUTTNER (1952). IVLEV (1933) kommt bei der experimentellen Erforschung von Biozönosen der Gewässer zur Ansicht, dass die Lebensgemeinschaft als dynamisches System betrachtet werden muss, dessen Struktur in jedem gegebenen Augenblick das Ergebnis eines Komplexes äusserer und innerer Faktoren ist. Bei THIENEMANN sehen wir die Biozönose bestimmt als eine den durchschnittlichen äusseren Lebensbedingungen entsprechende Anzahl von Individuen. Die Zahl der Individuen einer Art hängt ab von ihrer Vermehrungsgeschwindigkeit und ihrer Vernichtungsgrösse in dem betreffenden Biotop. RUTTNER (1952) betrachtet die Biozönose als eine Vergesellschaftung von Lebewesen, die in ihrer Zusammensetzung und ihren Gepräge durch die Eigenschaften der Umwelt und durch die Beziehungen der Lebewesen zueinander bestimmt wird.

TISCHLER (1955) versucht die grosse Mannigfaltigkeit in der Terminologie der Ökologie und speziell der Biozönotik zu ordnen und kommt unter weitgehender Berücksichtigung der Arbeiten von CLEMENTS and SHELFOKD (1949) zu folgender Hierarchie der Begriffe:

Lebensstätte	Alle Organism.	Tiere	Pflanzen	Klima
Bioregion	Bion	Zoom	Klimatische Formation	Makroklima
Biotop	Biozönose	Zoozönose	Assoziationsordnung	Ökoklima
Biochorion	Choriozönose	Synusie		
Stratum	Stratozönose	Synusie	Synusie	Mikroklima
Strukturteil	Merozönose			

Mit der Frage nach dem Wechsel bzw. der Beständigkeit der Lebensgemeinschaften und ihrer Glieder setzen sich auseinander Arbeiten von GAMS (1918), FRIEDRICH (1930), THIENEMANN (1939), TISCHLER (1949) und CLEMENTS and SHELFORD (1949). GAMS und FRIEDRICH bezeichnen dabei den Wechsel der Organismen eines Lebensraumes als Aspektfolge, TISCHLER beschränkt dagegen diesen Begriff auf die jahreszeitlichen, reversiblen Veränderungen. THIENEMANN und CLEMENTS and SHELFORD sprechen von der Succession (= "ecological succession" = "community development"), wobei ersterer wiederum zwischen säkularen und lokalen Successionen unterscheidet. Die erstgenannten sind dabei irreversibel, die letztgenannten stellen die zyklischen Veränderungen dar, die sich im Laufe eines Jahres regelmässig wiederholen und in Beziehung stehen zum Wechsel der Jahreszeiten. Nach der Bestimmung von TISCHLER ist jedoch die Succession als Ganzes irreversibel, sie stellt eine Aufeinanderfolge von Biozöosen dar.

Nach TISCHLER (1955) sind alle Lebewesen an ein Raum-Zeitgefüge (Ökosystem) gebunden. Die Struktur der Lebensgemeinschaft ist dadurch nicht starr. Das Erscheinungsbild wird ständig verändert durch wechselnde Witterung, Tagesrhythmik und jahreszeitlich bedingte Aspektfolgen. Die Periodizität des Erscheinens der einzelnen Arten wird entweder durch endogene Faktoren ausgelöst oder durch Reize der Umwelt. In der Mehrzahl der Fälle ist die Periodik jedoch umweltbeeinflusst, aber mit endogenen Vorgängen eng verbunden.

CAMERON (1935, 1938) gelangt zusammenfassend zur Ansicht, dass die Abhängigkeit der Arten von den Bedingungen der Jahreszeit sehr komplexer und verwickelter Natur sind.

Bei der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften im Tausch spielen nach THIENEMANN (1939) folgende Faktoren eine entscheidende Rolle:

1. Historischer Faktor
2. Topographischer Faktor
3. Ökologische Faktoren
 - a) physiographische (= abiotische)
 - b) biozönotische (= biotische)
4. Überorganischer Faktor.

Die ersten beiden Faktoren berücksichtigen dabei die Zeit und die Raumgestaltung der Umgebung des Biotops als Faktoren, die besonders bedeutungsvoll werden bei der Besiedlungsgeschichte des Lebensraums. Als in unmittelbarer Form wirksam und erfassbar erweisen sich jedoch die ökologischen Faktoren. Die physiographischen Faktoren stellen ganz allgemein die Standorts- oder Milieubedingungen des Biotops dar und sie zerfallen nach ALLAN, EMERSON, PARK, SCHMIDT (1949) in folgende Faktorengruppen:

1. Physikalische Eigenschaften des Wassers
2. Chemische Eigenschaften des Wassers
3. Strömung
4. Lichtklima
5. Einfluss des Untergrundes.

Die biozönotischen Faktoren bilden die Verbindungsglieder zwischen den einzelnen Teilen der Lebensgemeinschaft. Es handelt sich dabei im einzelnen um Ernährungs-, Fortpflanzungs-, Atmungs- und Schutzbeziehungen. Die vielfältigen Abhängigkeitsbeziehungen der Organismen untereinander werden von FRIEDRICH (1930) und TISCHLER (1951) übereinstimmend als "biozönotischer Konnex" beschrieben.

In den Wirkungsbereich des von FRIEDRICH und THIENEMANN als überorganisch betrachteten Faktors fallen die zahlreichen Veränderungen, die durch die zivilisatorische Tätigkeit des Menschen an natürlichen Lebensgemeinschaften geschaffen werden.

Sie treten besonders an verschmutzten Gewässern deutlich in Erscheinung und äussern sich in charakteristischen Umgestaltungen im Artenbereich der Tiere und Pflanzen und entsprechend ihrer Lebensgemeinschaften. Beobachtungen über die durch Abwässer in natürlichen Vorflutern hervorgerufenen Veränderungen im biologischen Erscheinungsbild finden sich bereits bei MÜLLER (1859), KÜHN (1899), HOFER (1906, 1908), um nur einige zu erwähnen.

Unter Berücksichtigung älterer und vorhergehender Arbeiten und eigener Untersuchungen kommen KOLKWITZ und MARSSON (1908, 1909) zur Aufstellung des Saprobiensystems, dessen Revision und kritische Zusammenfassung LIEBMAN (1951) vornimmt und dabei erstmals in grösserem Umfang die Ökologie der Leitformen unter Angabe von verbreitungsregelnden Faktoren berücksichtigt. Zusammenstel-

lungen von pflanzlichen und tierischen Leitformen des Saprobien-systems finden sich auch bei BÄMERLING (1914), HENTSCHEL (1923/24), KOLKWITZ (1911, 1926, 1929, 1935, 1950), doch handelt es sich hier überwiegend um empirisch aufgestellte Listen, die keine Angaben machen über die Faktoren, die für das Fehlen oder Auftreten einer Leitform entscheidend sind.

Bei der Einwirkung fäulnisfähiger, organischer Abwässer auf einen Vorfluter unterscheidet man nach KOLKWITZ und MARSSON (1908, 1909) und LIEBMANN (1951) 4 Zonen, die mit fortschreitender Selbstreinigung aufeinander folgen. Nach ihren typischen chemischen und biologischen Merkmalen unterscheiden sie dabei:

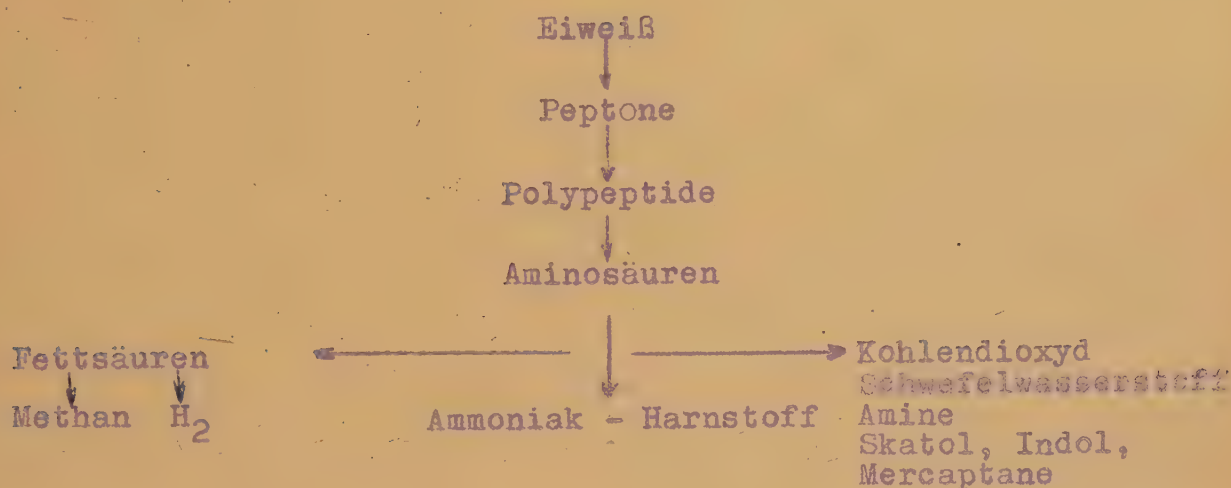
1. Die polysaprobe Zone: Sie stellt die Zone der stärksten Verunreinigung mit fäulnisfähigen organischen Stoffen dar und es überwiegen in ihr Fäulnisprozesse in Verbindung mit Reduktions- und Spaltvorgängen. Sauerstoff ist entweder gar nicht oder nur in Spuren vorhanden. Kohlehydrate und Eiweißstoffe treten meist in reichlichen Mengen auf. Die Oxydation des beim Eiweißzerfall entstehenden Ammoniaks zu Nitrit und Nitrat ist unterbunden. Häufig kommt es auch zur Bildung von Schwefelwasserstoff und am Grunde der Gewässer findet sich regelmässig eisensulfidhaltiger Faulschlamm.

Biologisch ist die polysaprobe Zone bestimmt durch die massenhafte Entwicklung von Bakterien. Fast sämtliche Vertreter ihrer Flora und Fauna sind Mikroorganismen. Viele Arten sind fakultativ oder obligat anaerob und zeigen besondere Resistenz gegenüber Schwefelwasserstoff und Ammoniak. Den extremen Lebensbedingungen der polysaproben Zone hat sich nur eine geringe Zahl von Organismen angepasst, wodurch sich die Artenarmut dieser Zone erklärt. In der Fauna überwiegen Protozoen.

2. Die a-mesosaprobe Zone: Sie wird chemisch gekennzeichnet durch die stürmisch einsetzenden Oxydationsvorgänge in Wasser und Schlamm. Der Sauerstoffgehalt des Wassers kann besonders am Tage durch die Assimilationstätigkeit von autotrophen Organismen stark ansteigen. Die Sauerstoffzehrung beträgt in der Regel noch über 50 %. Der Schwefelwasserstoff wird durch den Sauerstoff oxydiert.

Es ist die Zone der beim Eiweißzerfall entstehenden Aminosäuren,

der sich nach RIFFEL-BALDES (1947) in folgenden Stufen vollzieht:



Das biologische Bild der α -mesosaprobien Zone wird bestimmt durch die noch immer hohe Anzahl von Bakterien, die für eine grosse Zahl der noch immer vorherrschenden Mikroorganismen das Nährsubstrat darstellen. Insgesamt ist die Artenmehrfachheit erhöht durch das Auftreten von Blau-, Grün- und Jochalgen. Alle Organismen zeigen gegenüber Wasserstoffionen- und Sauerstoffschwankungen hohe Anpassungsfähigkeit. Viele sind gegenüber niedrigen Konzentrationen von Ammoniak noch resistent, weisen aber Schwefelwasserstoff gegenüber bereits erhebliche Empfindlichkeit auf.

3. Die β -mesosaprobe Zone: Diese Zone ist chemisch bestimmt durch das Abklingen der Oxydationsprozesse bei fortgeschrittener Mineralisierung der organischen Stoffe zu Nitrit, Nitrat und Phosphat. Die Sauerstoffzehrung ist gering und liegt meist unter 50 %.

Biologisch fällt die Abnahme der Keimzahl auf. Tiere und Pflanzen zeigen bereits grossen Artenreichtum, während Massentwicklungen einzelner Arten zurücktreten. Typische Vertreter dieser Zone sind bestimmte Kiesel-, Grün- und Jochalgenarten. Den meisten Arten kommt eine grosse Empfindlichkeit gegenüber Sauerstoffmangel zu; die Resistenz Fäulnisgiften gegenüber ist sehr gering.

4. Die oligosaprobe Zone: Sie stellt die Stufe der vollendeten Oxydation dar. Die Zersetzungsvorgänge sind abgeschlossen; der Sauerstoffgehalt ist hoch und die Sauerstoffzehrung ist äusserst gering.

In ihrer biologischen Erscheinungsform ist die oligosaprobe Zone bestimmt durch das Zurücktreten von Bakterien und Bakterienfressern. Besonders typisch sind die Larven verschiedener Insektenarten. Die meisten Organismen dieser Zone sind gegenüber organischen fäulnisfähigen Verschmutzungsstoffen und Sauerstoffmangel sehr empfindlich und können besonders Schwefelwasserstoff nicht ertragen.

Mit Erweiterungen des Saprobiensystems befassen sich in neuester Zeit Arbeiten von CYRUS (1947) und SRAMEK-HUSEK (1956). Dabei stellt SRAMEK-HUSEK die neue Stufe der Hypersaprobität auf. Sie weist das Merkmal einer ausserordentlich starken organischen Verunreinigung auf, welche die Grenzen der KOKWITZ-MARSSONschen Polysaprobität weit überschreitet. Diese Zone zeichnet sich durch manchmal stürmische Gärungsvorgänge aus. Als Organismen finden sich in ihr nur mehr Saccharomyceten und Bakterien.

Die ökologischen Grundlagen des Saprobiensystems beruhen auf dem Umstand, dass gewisse Tiere und Pflanzen Fäulnisbewohner sind.

Mit dem besonderen Lebensbezirk des Faulschlammes und seiner charakteristischen Fauna und Flora befassen sich erstmalig in grösserem Umfang Untersuchungen von LAUTERBORN (1901, 1915), wobei er von der sogenannten "sapropelischen Lebewelt" spricht. Während LAUTERBORN den Chemismus der untersuchten Faulschlammgewässer kaum berücksichtigt und mehr eine artenmässige Darstellung der verschiedenen Faulschlammformen gibt, geht WETZEL (1928) näher auf die chemischen Bedingungen des Faulschlammes ein und hebt besonders die Wirkung des Schwefelwasserstoffs als verbreitungsregelnden Faktor hervor.

Nach LIEBMANN (1951) spielen bei der Verbreitung und zonalen Verteilung gewisser Tiere und Pflanzen besonders aber der Leitformen des Saprobiensystems folgende Faktoren eine entscheidende

1. Sauerstoff,
2. Fäulnisstoffe wie Ammoniak, Schwefelwasserstoff und organische Fäulnisstoffe,
3. Verschiebung des biologischen Gleichgewichts.

Dabei betonen vor allem THIENEMANN (1920, 1950, 1954) und PAULMANN (1917) die Funktion des Faktors Sauerstoff und schreiben dem Sauerstoffmangel eine entscheidende Bedeutung bei der Auslese von Organismen zu.

Untersuchungen von STEINMANN und SURBECK (1918), LIEBMAN (1936), STAMMER (1952) über Schwefelwasserstoff und von STEINMANN und SURBECK (1918), ALSTERBERG (1920), NITINSKY und ANDREZOWA-WYES (1930), STAMMER (1952) über Ammoniak bringen das Ergebnis, dass bereits geringe Konzentrationen dieser Stoffe eine hohe toxische Wirkung auf Süßwasserorganismen entfalten und dass z.T. die Leitformen des rev. Saprobien systems in Abhängigkeit von der Saprobienstufe der sie zugeordnet sind, eine unterschiedliche Empfindlichkeit gegenüber diesen Giften aufweisen.

Mit den besonderen Bedingungen der in den vorliegenden Untersuchungen berücksichtigten Flach- und Kleingewässern (Teichen und Weihern) befasst sich in allgemeiner Form THIENEMANN (1950), der den Weiher als ein natürliches, stehendes, flaches, nicht austrocknendes Gewässer bezeichnet, das keine Gliederung in Litoral und Profundal besitzt. Das Licht kann in ihm im Gegensatz zum See bis zum Grund vordringen und dort eine reiche Vegetation ermöglichen. Starke Sonneneinstrahlung im Sommer kann hohe Temperaturen erzeugen, während im Winter die ganze Wassermasse schnell abkühlen kann. Zugleich erreichen tägliche Temperaturschwankungen beträchtlichen Umfang. Nach der von FICHLER (1947) getroffenen Terminologie lassen sich die Kleingewässer in Teich und Tümpel einteilen, wobei sich beide Gewässertypen überwiegend durch ihr thermisches Verhalten unterscheiden. Es ergibt sich dabei folgende Charakterisierung:



	W e i h e r	T ü m p e l
Thermik:	labile, sommerliche Sprungschicht, bei seichten Weihern (bis 2 m) sogar täglich von Homothermie abgelöst.	tägliche Umschichtung obligat
Tiefe:	bis 5 m	bis 0,7 m
Wasserführung:	perenierend	fakultativ periodisch
Flora:	submerse Anthophyten können ganzen Grund bevölkern, nicht Sumpfpflanzen	Sumpfpflanzen können ganzen Grund bevölkern
Fauna:	Fische	kiemenatmende Mollusken

WEIMANN (1935) weist besonders auf die grosse Bedeutung der hohen sommerlichen Tiefentemperaturen der Teiche hin, die im Schlammuntergrund die Zersetzung von organischer Substanz stark ansteigen lassen und zugleich die Bildung von Phosphat und Ammoniak fördern. Es ergeben sich für den Teich ähnliche Verhältnisse und Bedingungen wie für den tropischen See. In Fortsetzung der Arbeiten an teichartigen Gewässern kommt WEIMANN (1942) zu einer Typologie der stehenden Flachgewässer und teilt sie nach ihrem produktionsbiologischen Verhalten ein in:

1. Klarwasserteiche: Diese besitzen auch im Sommer klares Wasser.
2. Chrysomadenteiche: Auch als Rotatorienteiche bezeichnet. Sie sind gekennzeichnet durch ihre Neigung zur Eutrophierung. Eine Beeinflussung durch Abwasser erfolgt nicht. Auffallend ist auch eine starke Sauerstoffschichtung mit Sauerstoffschwund in der Tiefe.
3. Übergangsstufen: Es handelt sich dabei um Teiche, die teils eutroph sind, teils aber durch Abwassereinfluss schon saprotrophen Einschlag besitzen. Teilweise erfolgt auch schon Faulschlammabildung.
4. Aphanizomenon und Scenedesmussteich: Es handelt sich dabei um 2 Teichtypen, die durch künstliche Düngung oder durch Zufuhr mineralisierter Abwässer bis zur polytrophen Stufe

gebracht wurden. Die Sauerstoffzehrung erreicht in diesen Teichen an der Oberfläche über 50 %.

5. Euglena - Chromatiumteiche: Diese Teiche zeichnen sich durch Reichtum an organischer Substanz aus und weisen einen hohen Sauerstoffverbrauch auf. Der Sauerstoff verschwindet so rasch in den Zehrungsvorgängen, dass meist nur in den oberflächlichen Wasserschichten noch Sauerstoff nachzuweisen ist.

Mit den physikalisch-chemischen und biologischen Vorgängen in stehenden Flachge^wässern im jahreszeitlichen Ablauf befassen sich auch Untersuchungen von YOSHIMURA (1932), EDDY (1934), CERNY (1948), BETHGE (1952), RAO (1955), ROUND (1955). EDDY beobachtet die Planktonentwicklung in künstlichen Wasserbecken und kommt bei mehrjährigen Untersuchungen zu dem Ergebnis, dass neben perennierenden Formen, die aber ihrerseits von Jahr zu Jahr beträchtlichen Schwankungen der Populationsdichte unterworfen sind, auch Arten auftreten, die nur kurze Zeit gedeihen und dann wieder verschwinden. Zu analogen Ergebnissen gelangt BETHGE, der in langjährigen Untersuchungen des Planktons eines Teiches Unterschiede in der Jahresrhythmik und in der Artenzusammensetzung feststellt. CERNY weist darauf hin, dass auch in Seen in einer Reihe von aufeinanderfolgenden Jahren oft erhebliche Abweichungen in der Planktonproduktion auftreten, die vermutlich durch Schwankungen von meteorologischen Faktoren ausgelöst werden. ROUND gelangt bei Untersuchungen über die benthale Algenflora von Teichen zur Ansicht, dass überwiegend klimatische und meteorologische Bedingungen besondere Bedeutung für den jahreszeitlichen Wechsel besitzen. RAO nimmt an, dass für die Succession einzelner Algengruppen im jahreszeitlichen Wechsel in Teichen meteorologische und hydrochemische Faktoren verantwortlich zu machen sind.

Vergleichbare Untersuchungen über den Verlauf und die Ursachen des jahreszeitlichen Wechsels in Fließgewässern bringt AUMANN (1950). Er gelangt bei Untersuchungen über die Ciliatenfauna eines Fließgewässers zur Feststellung, dass sich in der jahreszeitlichen Verteilung des Auftretens für den Spätherbst und Winter infolge besonderer Ernährungsbedingungen eine stärkere Entwicklung der Art- und Individuenzahl ergibt.

Übereinstimmend berichten KAULBERSZ (1913) und WESTERBERG-LOED (1939), dass *Asellus aquaticus* vorwiegend in Weihern, Tümpeln und schwach fliessenden Gewässern häufig und zahlreich angetroffen wird.

Nach STAMMER (1932) ist die Familie der Asellidae circumpolar verbreitet. In seiner Bearbeitung der mitteleuropäischen *Asellus*-Arten gibt er für das vorliegende Untersuchungsgebiet nur die Art *Asellus aquaticus* an.

Mit dem Strömungsverhalten der verwandten nordamerikanischen *Asellus communis* Say., die etwa gleiche Lebensgewohnheiten, wie *Asellus aquaticus* besitzt, befassen sich experimentelle Untersuchungen von ALLEE (1912, 1913). Dieser stellt fest, dass Individuen dieser Art aus stärker fliessenden Gewässern aus stehenden Gewässern überwiegend positiv rheotaktisch reagieren, Individuen aus stehenden Gewässern dagegen überwiegend negativ rheotaktisch. Bei 23-stündiger Einwirkung von geradliniger (laminarer) schwacher Strömung wandelt sich jedoch die ursprüngliche, negative Rheotaxis der Fließwasserformen in eine negative um. Höhere Strömungsgeschwindigkeiten veranlassen die Tiere zu Klemmerbewegungen am Substrat.

Nach FOX und SIMMONDS (1933) beträgt der Sauerstoffbedarf von betäubten Wasserasseln (*Asellus aquaticus*) bei 10°C im BALCROFT-Manometer 4,2-5,70 cm O_2/g Trockengewicht und Stunde. Der Sauerstoffbedarf von Tieren der gleichen Art aus stärker fliessenden Gewässern soll im Durchschnitt 1 1/2 mal höher sein als aus stehenden. Die Verfasser entnehmen daraus die Existenz verschiedener Rassen.

Nach SCHILLMAYER (1937) bewohnt *Carinogammarus roeselii* mit Vorliebe langsam fliessende Bäche des Tiefland- und Hügellandes und ist überall gemein; ausnahmsweise wird er auch in Quellen angetroffen. Häufiger findet er sich auch an den Ufern träge ziehender Flüsse, aber auch in rasch fliessenden Bächen. Die Art ist südöstlicher Herkunft und ist in ganz Deutschland bekannt. In seinen Nahrungsansprüchen stimmt *Carinogammarus roeselii* mit *Gammarus pulex* überein. Der gleiche Autor gibt weiter an, dass *Carinogammarus roeselii* kein so sauerstoffreiches Wasser zu verlangen scheint wie *Gammarus pulex*, dessen Sauerstoffbedarf nach TROLAND

(1954) im Mittel 1,350 cm O₂/g Trockengewicht und Stunde beträgt.

Bei vergleichenden Beobachtungen an *Asellus aquaticus* und Süßwassergammariden gelangt BERNER (1956) zur Feststellung, dass beide Arten bzw. Gattungen nicht denselben Aufenthalt haben, wenn sie auch im gleichen Wohngebiet zusammen vorkommen. Daher finden sie sich immer nebeneinander und nicht miteinander. Die Verbreitung beider Gattungen regelt meist ein einziger Faktor, wie die Wasserbewegung oder die Verschmutzung. Die Wasserassel bewohnt nur ruhige oder schwach fließende Gewässer, während die Süßwassergammariden nur in Gewässern mit ständig bewegter Oberfläche leben.

Zu einer ähnlichen Ansicht gelangt STEINMANN-SURBECK (1918) speziell über die Art *Gammarus pulex*, wobei er der Form eine Vorliebe für fließendes Wasser zuschreibt (Rheophilie). WUNDSCH (1922, 1926) dagegen betont, dass nicht die Wasserbewegung sondern die Wasserbelüftung als Hauptfaktor für die Verbreitung und Ökologie der Form zu betrachten ist. HELFER (1931) gibt an, dass für *Gammarus pulex* sowohl Strömung als auch Wasserbelüftung Faktoren seien, die zusammen optimale Bedingungen für das Vorkommen der Art schaffen, aber nicht Bedingung sind.

II B, Eigene Untersuchungen

1. Freilanduntersuchungen an verschmutzten Gewässern über den jahreszeitlichen Ablauf und Wechsel der Biozöosen

Bei der Auswahl der zu untersuchenden Gewässer wurden nur solche berücksichtigt, die einen größeren Umfang an Verschmutzung durch meist häusliche Abwässer aufwiesen. Diese Forderung war durch Gesichtspunkte der angewandten Hydrobiologie bestimmt, die insgesamt über die jahreszeitlichen Veränderungen in verschmutzten Gewässern, insbesondere über eine biologisch erfassbare Verschmutzungszu- oder -abnahme noch keine genauen Angaben besitzt.

Um die Vergleichsmöglichkeiten zu erweitern, wurden stehende und fliessende Gewässer berücksichtigt. Dabei wurden bei den stehenden Gewässern flachgründige Weiher bevorzugt, da diese besonders stark den klimatischen Bedingungen unterworfen sind.

a) Material und Methodik

Die Freilanduntersuchungen wurden an 2 stehenden und 2 fliessenden Gewässern im Gebiet von Straubing/Niederbayern durchgeführt. Bei den beiden stagnierenden Gewässern, dem Rainer Weiher und der Roßschwenne Puchhof, handelt es sich um perennierende Teiche, die sich durch besondere Flachgründigkeit bei einer Tiefe von 0,3 bzw. 0,7 m auszeichnen und übereinstimmend das Merkmal einer stärkeren Verschmutzung durch organische fäulnisfähige Abwässer aufweisen. Nach der PICHLENSchen (1947) Einteilung der Kleingewässer stellen sie eine Übergangsform zwischen Weiher und Tümpel dar, mit obligater täglicher Umschichtung, perennierender Wasserführung und teilweisem Bewuchs mit submersen Anthophyten bei gleichzeitigen Fehlen von Sumpfpflanzen in den zentralen Teilen der Gewässer.

Bei den beiden untersuchten Fließgewässern, dem Allachbach und dem Schanzlwegbach, die beide im Stadtgebiet von Straubing liegen, handelt es sich um Bäche mit Fließgeschwindigkeiten von 30 bzw. 10 cm/sec. bei Tiefen von 25 bzw. 30 cm und Breitenausdehnungen von 1,7 bzw. 2,5 m im Bereich der Untersuchungsstellen. Der Allachbach wird dabei in grösserem Umfang durch häusliche Abwässer verunreinigt, während beim Schanzlwegbach, der ein Quellgewässer darstellt, eine Primärverschmutzung durch Abwässer fehlt.

Das gesamte Untersuchungsgebiet gehört geologisch einer teils alluvialen, teils diluvialen Niederungsterrasse an, die im diluvialen Bereich mit tonigen und kiesigen Ablagerungen der Donau bedeckt ist.

Die biologischen Untersuchungen der erwähnten Gewässer erstrecken sich primär über deren Mikrofauna und Mikroflora unter besonderer Beachtung der Protozoen, die in der Regel besonders fein auf die Veränderungen des Milieus infolge ihrer geringen inneren

Umwelt ansprechen und dadurch als Indikatoren der Gewässerver-
schmutzung grosse Bedeutung besitzen. Insgesamt fanden auch
die Leitformen des revidierten Saprobiensystems von LIEBMAN
(1951) unter Einbeziehung seiner Makrofauna und -flora beson-
dere Berücksichtigung.

Bei den biologischen Untersuchungen wurden jeweils 3 Proben ent-
nommen und zwar eine aus der Grundregion, eine aus der Uferre-
gion und eine aus der Region des freien Wassers (Plankton). Die
Entnahmestellen der Grund- und Uferproben wurden auf eine Fläche
von 2 qm eingeschränkt, markiert und für die Dauer der Untersu-
chungen eingehalten. Zur Entnahme dieser Proben wurde ein gra-
dierter Schlammheber aus Plexiglas von 1,20 m Länge verwendet.
In einzelnen wurden aus jedem Untersuchungsfeld pro Entnahme
jeweils 3 Teilproben ausgehebert, um lokale Verteilungsunregel-
mässigkeiten zu vermeiden. In vertikaler Richtung wurden dabei
die Schlammwasserkontaktzone und die eigentliche Schlammzone bis
4 cm Tiefe erfasst. Zur Entnahme der Planktonprobe wurde ein
Planktonnetz von 15 cm Durchmesser und Müllergaze No 20 verwen-
det. Die Proben wurden unmittelbar nach der Entnahme in Glasfla-
schen von 100 cm³ abgefüllt und verschlossen. Der Abstand von
Untersuchung zu Untersuchung betrug im Durchschnitt 14 Tage, wo-
bei die Probenentnahme für die biologischen und auch chemischen
Analysen gleichzeitig durchgeführt wurden. Die Untersuchung der
ausgewählten Proben wurde unmittelbar nach dem Trans-
port von der Untersuchungsstelle in Laboratorium vorgenommen.

Bei der Beurteilung des mengenmässigen Auftretens von einzelnen
Arten wird die von FISCHLER (1955) vorgeschlagene Terminologie
verwendet. Danach stellt die Individuendichte (= Populations-
dichte) die durchschnittliche Anzahl von Individuen einer Art
dar, bezogen auf eine Flächeneinheit (hier Raumeinheit). Die Do-
minanz (= relative Abundanz) stellt den durchschnittlichen pro-
zentualen Anteil dar, jedoch nur innerhalb einer vergleichbaren
Gruppe (grössenordnungsmässig).

Als Zählblende für die Mikroorganismen bis zu 2 cm Grösse wur-
de eine von LIEBMAN (1951) beschriebene Methode verwendet, nach
der eine Petrischale von 8 cm Durchmesser etwa 0,5 cm hoch mit

dem Probematerial gefüllt wird und dann unter dem Mikroskop die einzelnen Arten bei 200-facher Vergrößerung ausgezählt werden. Bei einer Probe gelangten in den vorliegenden Untersuchungen durchschnittlich 80 bis 100 Gesichtsfelder zur Auszählung. Nach je 20 Gesichtsfeldern wurde regelmässig der Inhalt der Petrischale erneuert, um möglichst gute Durchschnittswerte zu bekommen.

Die von Entnahme zu Entnahme eingehaltene Untersuchungsmethode gestattet die Feststellung von qualitativen und quantitativen Veränderungen in den Artenbeständen der einzelnen Gewässer. Man kann sie dazu benützen, um festzustellen, ob eine Art der letzten Untersuchung gegenüber eine Zu- oder Abnahme der Populationsdichte aufweist, verschwindet oder neu auftritt.

Für die statistische Auswertung der biologischen Untersuchungsergebnisse werden sogenannte Sapropektren verwendet, die in einfacher Form eine Wiedergabe der Saprobitätsverhältnisse in den betreffenden Zeitabschnitten gestatten. Sie geben das prozentuale Verhältnis der Leitformen der einzelnen Saprobienstufen wieder und werden berechnet auf je ein Monat unter Berücksichtigung aller Probeentnahmen pro Monat und unter Einbeziehung von Plankton-, Ufer- und Grundprobe bei stehenden Gewässern, nur Ufer- und Grundprobe bei den fliessenden Gewässern. Von einer Bewertung der "Planktonprobe" in den fliessenden Gewässern wird abgesehen, denn diese besteht häufig aus eingeschwemmten, nicht standortstypischen Formen. Bei der Berechnung der Sapropektren werden die Häufigkeitszahlen (pro Gesichtsfeld) der Leitformen der verschiedenen Saprobienstufen im Sinne des rev. Saprobien-systems von LIEBMANN (1951) addiert und dann in ihr prozentuales Verhältnis zueinander gesetzt.

Ausgehend von der Annahme eines kausalen Zusammenhanges zwischen unbelebter Umwelt und Organismenbestand (Lebensgemeinschaft) eines Biotops wurden eine grössere Anzahl von wichtig erscheinenden abiotischen (physikalischen und chemischen) Umweltfaktoren qualitativ und quantitativ untersucht.

Sie gliedern sich auf in:

1. Temperatur des Wassers und der Luft (Monatsmittel).
2. Durchsichtigkeit des Wassers.
3. Fliessgeschwindigkeit cm/sec.
4. Wasserstoffionenkonzentration.
5. Sauerstoffgehalt des Wassers und seine Sauerstoffzehrung nach 48 Stunden (ermittelt nach der WINCKLER-Methode unter Vorbehandlung der Proben mit Natriumazidlösung).
6. Oxydierbarkeit (ermittelt durch Feststellung des Kaliumpermanganatverbrauches).
7. Ammoniakgehalt (ermittelt im HELBIG-Kolorimeter mit Reagens nach NESSLER).
8. Nitritgehalt (ermittelt im HELBIG-Kolorimeter mit Naphtholreagens).
9. Nitratgehalt (ermittelt im HELBIG-Kolorimeter nach der Brucin-Schwefelsäuremethode).
10. Phosphatgehalt (ermittelt im HELBIG-Kolorimeter nach der Molybdänblauemethode).
11. Schwefelwasserstoffgehalt (ermittelt mit Bleiacetatpapier und durch Fällungsreaktion mit Cadmiumacetat).
12. Karbonathärte (KH)^{0d}.

Um die Vergleichbarkeit der hydrophysikalischen und hydrochemischen Analysen gegenüber tageszeitlichen Schwankungen sicherzustellen, erfolgten Probeentnahmen immer zur gleichen Tageszeit in den Vormittagestunden zwischen 10 und 11 Uhr.

b) Typ perennierendes Flachgewässer stark verschmutzt
(Rainer Weiher)

Der Rainer Weiher, 10 km westlich von Straubing gelegen, stellt einen typischen Dorfteich dar. Das Gewässer weist eine Länge von 65 m auf und eine Breite von 20 m. Es ist ausgesprochen flachgründig und besitzt eine Tiefe von nur 0,3-0,4 m. Der Weiher wird nicht mehr instandgehalten und fällt allmählich der Verlandung anheim. Diese wird gefördert durch einen ausgedehnten Gürtel von emerger Wasser- und Sumpfflora, die überwiegend aus den Arten *Scirpus lacustris* und *Typha latifolia* besteht. Der Untergrund ist kiesig, die eigentliche Bodenfacies bildet aber eine 20-25 cm dicke, lehmige Schlammschicht, in die viel organisches Material

eingelagert ist und die unter entsprechenden Bedingungen in Faulschlamm übergehen kann. Die Mächtigkeit der Schlammsschicht in der Uferzone ist weniger gross und beträgt dort durchschnittlich 5-10 cm.

Wasserführung und Strömungsverhältnisse: Der Pegelstand des Rainer Weihers wies im Laufe der Untersuchungszeit nur geringfügige Schwankungen auf und wird geregelt durch einen kleinen Überlauf am östlichen Ende des Teiches. Geringen Zufluss erhält das Gewässer aus einer kleinen gefassten Quelle in einem benachbarten bäuerlichen Anwesen, deren Überschusswasser in den Rainer Weiher abfließt. Die Abflussmenge des Teiches wird aber in hohem Maß durch die Menge der atmosphärischen Niederschläge bestimmt. Die im Rainer Weiher auftretenden Wasserbewegungen blieben im Beobachtungszeitraum im Bereich geringfügiger, vertikaler Konvektionsströmungen.

Temperatur: Die grosse Oberfläche des Teiches im Vergleich zu seiner Tiefe und damit zu seiner Wassermenge lassen eine geringe Wärmekapazität und thermische Stabilität gegenüber atmosphärischen Bedingungen erwarten. Dies wird durch den jahreszeitlichen Gang der Temperatur bestätigt, der, wie aus Tafel I hervorgeht, eine starke Abhängigkeit von Temperaturbedingungen der Luft aufweist. Im einzelnen erreichte der Rainer Weiher im Untersuchungszeitraum eine Maximaltemperatur von 25°C. Im Winter kommt es regelmässig zur Ausbildung von Eisdecken, die je nach Dauer und Intensität der Kälteperioden eine Mächtigkeit von 30 cm erreichen können.

Lichtklima: Das Teichwasser besitzt im filtrierten Zustand eine meist schwach gelbbraunliche Eigenfärbung. Dieser Farbeindruck wird im Gewässer noch verstärkt durch die braune bis schwärzliche Färbung des Schlammuntergrundes. Sehr häufig bestimmen im jahreszeitlichen Ablauf jedoch Vegetationsfärbungen das Aussehen des Wassers und zugleich die Sichttiefe, deren Umfang dadurch sehr wechselt. Diese kann sowohl bis zum Gewässergrund reichen, als auch auf wenige Zentimeter eingeschränkt sein.

Unmittelbaren und starken Einfluss auf die Beleuchtungsverhältnisse im Teich üben die regelmässig sich im Spätfrühjahr ausbildenden und bis Herbst währenden neustischen Lemna minor Schwimmdecken aus.

Verunreinigung: Eine Primärverunreinigung des Rainer Weihers erfolgt durch häusliche Abwässer aus einer Dorfschule und 3 bäuerlichen Anwesen, welche in einer offenen, schmalen Rinne im südwestlichen Teil des Weihers einmünden und in ihrer Menge nur unbedeutende Schwankungen aufweisen.

Chemismus des Gewässers

(siehe Tafel I)

pH: Die Wasserstoffionenkonzentration erweist sich im Wechsel der verschiedenen Zustandsphasen des Gewässers als ziemlich beständig bei einer Amplitude von pH 7,2-6,9 und einem Überwiegen von Werten zwischen pH 7,0-7,1.

Karbonathärte: Die Werte für Karbonathärte liegen im Rainer Weiher bei 5-10 (KH)^{0d}, wobei Härtegrade zwischen 7 und 9 am häufigsten auftraten.

Sauerstoffgehalt und Sauerstoffzehrung nach 48 Stunden: Der Verlauf der Sauerstoffkurve unterliegt im jahreszeitlichen Wechsel sehr starken Schwankungen. Neben hohen Werten bis zu 14 mg/l O₂ kann der Sauerstoffgehalt des Rainer Weihers bis auf 0 absinken. Der Verlauf der Sauerstoffkurve besitzt periodische Züge, nach denen in der Regel in den Sommer- und Frühherbstmonaten der Gehalt des Teichwassers an gelöstem Sauerstoff sehr niedrig ist bzw. dieser vollkommen fehlt. In den anderen Jahreszeiten werden regelmässig höhere Sauerstoffwerte nachgewiesen; sie liegen jedoch meist unter dem temperatur- und höhenlagenabhängigen Sauerstoffsättigungswert.

Die graduelle Abnahme des Sauerstoffgehaltes in den Sommermonaten zeigt sich unmittelbar verbunden mit der Zunahme von sauerstoffzehrenden Abbauvorgängen im Teich. Diese werden wiederum durch die hohen sommerlichen Wassertemperaturen ausgelöst, die eine deutliche Erhöhung der Abbaugeschwindigkeit (nach der Reaktionsgeschwindigkeit - Temperaturregel von VAN T'HOFF) an der im Teich besonders an Grund und Ufer angehäuften organischen, fäulnisfähigen Substanz bewirken. Zugleich ist in den Sommermonaten das Lösungsvermögen des Wassers für Sauerstoff durch die hohen Temperaturen herabgesetzt. Zudem behindert in den Sommer- und

Herbstmonaten eine meist sehr dichte Schwimmdecke von Lemna minor die Diffusion von atmosphärischem Sauerstoff ins Wasser.

Dieselbe Erscheinung eines starken Sauerstoffschwundes kann im Winter auch ausgelöst werden durch eine länger anhaltende, starke Bedeckung des Rainer Weihers mit Eis bei fehlendem Ab- und Zufluss. Diese Erscheinung muss auf die ebenfalls behinderte Sauerstoffdiffusion aus der Atmosphäre zurückgeführt werden bei einer gleichzeitigen Anhäufung von oxydierbaren Substanzen im Teichwasser. Dieser Vorgang trat besonders im Winter 1953/54 deutlich in Erscheinung.

Die Schwankungen im Umfang der Sauerstoffzehrung in 48 Stunden im Wechsel der Jahreszeiten zeigen ein analoges Verhalten zu den Veränderungen im Sauerstoffgehalt des Wassers. Die Sauerstoffzehrung steigt regelmässig in den Sommer- und Herbstmonaten bis auf 100 % des Anfangssauerstoffgehaltes an, fällt aber dann in den Wintermonaten (sofern keine luftabschliessende Eisdecke vorhanden ist) und im Frühjahr auf durchschnittlich 20 % des Anfangssauerstoffgehaltes ab.

Oxydierbarkeit: In beiden Untersuchungsjahren ergibt sich das übereinstimmende Merkmal eines deutlichen Ansteigens der Oxydierbarkeit in den Sommer- und Herbstmonaten und ihrer graduellen Abnahme in den Spätherbst-, Winter- und Frühjahrsmonaten unter der Voraussetzung, dass in den Wintermonaten kein längerer, vollständiger Eisabschluss des Gewässers erfolgt. Dieser kann wiederum zu einem merklichen Ansteigen des Kaliumpermanganatverbrauches führen, wobei sich Zusammenhänge mit der schlechten Sauerstoffversorgung in diesen Zustandsphasen ergeben. Im einzelnen erreicht die Kaliumpermanganatzahl im Rainer Weiher einen Höchstwert von 180 mg/l KMnO_4 (September 1953); sie kann aber bis auf 3 mg/l KMnO_4 absinken (Februar 1955).

Ammoniak: Der Gehalt des Teichwassers an Ammoniak unterliegt im Wechsel der Jahreszeiten beträchtlichen Schwankungen. Er steigt regelmässig in den Sommer- und Herbstmonaten stärker an und erreicht Konzentrationen bis zu 4,6 mg/l NH_4 , während er in den Winter- und Frühjahrsmonaten stark absinkt und teilweise völlig aus dem Teichwasser verschwindet. Anhaltende, starke Eisbedeckung des Gewässers führt ebenfalls zu einer Erhöhung der Ammoniakwerte.

Nitrit und Nitrat: Nitrit tritt als Zwischenstufe der Stickstoffoxydation bzw. -reduktion in Mengen bis zu 1,2 mg/l N_2O_3 in Erscheinung; es kann aber auch völlig fehlen.

Die im jahreszeitlichen Wechsel sehr ausgeprägten Gegensätze der physikalischen und chemischen Bedingungen im Rainer Weiher finden auch ihren Ausdruck in dem wechselnden Gehalt des Teichwassers an Nitrat. Eine grundsätzliche Beziehung ergibt sich hier zum jeweiligen Sauerstoffgehalt des Wassers. Längerer Sauerstoffschwund ist danach stets mit Nitratreduktion verbunden. Im gleichen Zeitraum nehmen dabei jeweils die Ammoniakwerte merklich zu. In Umkehrung dieses Vorgangs begünstigen hohe Sauerstoffwerte die Nitratbildung und die Oxydation des Ammoniak, wobei wiederholt Nitrit als Zwischenstufe in grösserer Menge vorgefunden wird. Der Nitratgehalt des Teichwassers kann maximal eine Höhe von 60 mg/l N_2O_5 erreichen.

Phosphat: Im Gesamtbild zeigen die Phosphatwerte im jahreszeitlichen Ablauf eine grössere Beständigkeit. Die ermittelten Konzentrationen schwanken zwischen 0,4 und 2,4 mg/l P_2O_5 .

Schwefelwasserstoff: Eine schwächere Schwefelwasserstoffbildung ist in den Sommer- und Frühherbstmonaten am Gewässergrund qualitativ deutlich nachzuweisen. Sie wird am Sediment auch erkenntlich an der intensiven Schwarzfärbung des Schlammes durch Schwefeleisen.

Die jahreszeitlichen Veränderungen in Fauna und Flora des Gewässers

Die bei den Probeentnahmen berücksichtigten Strukturteile des Gewässers, die sich aufgliedern in Plankton, Ufer und Grund, zeigen neben gewissen Übereinstimmungen doch grosse Unterschiede in ihrer Besiedlung. Trotz seiner geringen Tiefe von nur 0,3 m besitzt der Rainer Weiher häufig ein typisches Plankton mit spezifischem, dem Leben im freien Wasser angepassten Lebensformen.

Ufer und Grund: Die Schwefelbakterien erhalten sich im Bereich des Ufers und Grundes in bedeutender Populationsdichte bis Anfang November. Daneben entwickeln sich aber zugleich Flagellaten der Arten *Chlamydomonas* spec., *Cryptomonas* *erosa*, und *Euglena* spec. besonders am Ufer an absterbender, höherer Wasserflora sehr stark. Im Bereich des Grundes überwiegen mehr die farblosen Flagellaten *Menoidium* *pellucidum*, *Menoidium* *tremulum* teilweise vermisch mit *Euglena* *acus*, die hier auch in ihrer farblosen Varietät auftritt.

Die Ciliatenfauna wird bestimmt durch das zahlenmässige Überwiegen von bakterienfressenden Arten wie *Cinetochilum* *margaritaceum*, *Paramecium* *caudatum*, *Spirostomum* *teres* und *Uronema* *marinum*. Auf das Ufer beschränkt bleibt eine stärkere Population von *Colpidium* *colpoda*. Besonders am Grund werden noch häufiger vereinzelte Exemplare der Faulschlammciliaten *Caenomorpha* *medusula* und *Metopus* spec. festgestellt.

Umgestaltungen des biologischen Bildes bahnen sich im November und Dezember mit dem stärkeren Aufkommen von Kieselalgen der Arten *Amphora* *ovalis*, *Navicula* *cuspidata* und *Nitzschia* *palea* an, während besonders im Dezember der Flagellat *Chroomonas* *nordstedtii* - ebenso wie im Plankton - in sehr grossen Zahlen anzutreffen ist und dem Wasser eine blaugrüne Vegetationsfärbung verleiht.

Winter 1953/54: Plankton. Die starke Eisbildung des Gewässers im Januar, Februar und Anfang März, die nur eine wenig Zentimeter betragende, nicht gefrorene Schlammwasserschicht übriglässt, vernichtet die Lebensmöglichkeiten für Planktonorganismen.

Ufer und Grund: Auch im Bereich der Uferprobenentnahmestelle erfolgt ein Zufrieren des Weihers bis zum Schlammuntergrund.

Die biologischen Vorgänge im Strukturteil-Grund sind im wesentlichen gekennzeichnet durch eine erneute, starke Zunahme der Schwefelbakterienarten *Thiopodia* *rosea* und *Thiospira* *agilis*, die besonders bei Verschlechterung der Sauerstoffverhältnisse einen besonders hohen Entfaltungsgrad erreichen. In Vergesellschaftung mit diesen Formen befindet sich die Amöbe *Pelomyxa* *palustris*. Die Ciliatenfauna besteht in diesem Zeitraum aus den Arten *Colp*

hirtus, Halteria grandinella, Spirostomum teres und Trichospira inversa. Die Kieselalgenarten Navicula cuspidata und Nitzschia palea zeigen gegen Ende des Winters bereits wieder eine starke Zunahme ihrer Populationsdichten.

Frühjahr 1954: Plankton. Unmittelbar nach der Eisschmelze Anfang April kommt es schlagartig zur Entwicklung zahlreicher Formen des Phyto- und Zooplanktons, die sich in der Reihenfolge ihres Auftretens gliedern in die Arten Stephanodiscus hantzschii, Nitzschia palea, Euglena acus und den Ciliaten Enchelys pellucida. Der weitere Verlauf der Planktonsuccession in den Frühjahrsmonaten entspricht annähernd der Artenfolge, wie sie im Herbst 1953 zu beobachten war, mit dem zeitlichen Nacheinander des Auftretens der Artenvergesellschaftungen von Senedesmus quadricauda, Andistroidesmus falcatus und Richteriella botryoides einerseits, sowie Daphnia pulex, Moina rectirostris und Brachionus andererseits. Abweichungen werden durch den stärkeren Entfaltungsgrad der Kieselalgen hervorgerufen, die als Auftrieb in grosser Zahl nachgewiesen werden und sich überwiegend zusammensetzen aus den Arten Navicula hungarica, Navicula cuspidata, Nitzschia acicularis und Nitzschia palea.

Ein wiederum individuenreich ausgebildetes Ciliatenplankton zeigt die gleiche Artenzusammensetzung wie im Herbst 1953. Eingelagert in diese Entwicklungsphase sind kurzzeitige Massenvermehrungen der Flagellaten Cryptomonas erosa und Chlamydomonas spec. im April und Mai.

Die weitere Entwicklung Ende Mai und Anfang Juni ist durch eine Wasserblüte der Jochalge Cosmarium subreinschii bestimmt. Zahlreich werden auch die Rädertiere der Art Lepadella ovalis angetroffen. Sie finden sich besonders in der vom Grunde her sich entwickelnden, höheren Wasserflora, die aus den Gattungen Ceratophyllum und Potamogeton besteht.

Ufer und Grund: Dieselbe Erscheinung der spontanen Entwicklung zahlreicher Arten nach einer Art winterlichen Stagnation lässt sich auch für den Bereich des Ufers und Grundes anführen. Dabei rücken in quantitativer Ausbildung Populationen von Kieselalgen und autotrophen Flagellaten stark in den Vordergrund, wobei sich deren Maximas teilweise überlagern oder ablösen und dadurch die

Überschaubarkeit der Vorgänge ungemein erschweren. In einzelnen treten dabei besonders hervor die Kieselalgenarten *Navicula cuspidata*, *Navicula hungarica*, *Nitzschia acicularis*, *Nitzschia palea* und die Flagellaten *Chamydomonas spec.*, *Chroomonas nordstedtii*, *Chrysococcus rufescens*, *Euglena spec.*, *Pteromonas spec.* und *Trachelomonas spec.*

Im Mai und Juni nehmen auch die Populationen der heterotrophen Flagellatenarten *Menoidium pellucidum* und *Menoidium tremulum* wieder merklich zu. Gleichzeitig vermehren sich vor allem am Gewässergrund die Schwefelbakterien *Thiospira*, *Thiopedia* und *Beggiatoa* wieder stärker. Ein weiterer kennzeichnender Zug der Frühjahrsentwicklung ist das stärkere Auftreten der Blaualge *Oscillatoria princeps*.

Die Ciliaten bestehen in diesem Entwicklungsabschnitt des Teiches aus einer grösseren Anzahl von Arten. Es überwiegen Bakterienfresser mit den Arten *Paramecium caudatum*, *Platynematum sociale*, *Spirostomum teres* und *Trichospira inversa* neben der kiesel- und blualgenverzehrenden *Frontonia leucas* und den räuberischen Formen *Didinium nasutum* sowie *Lacrymaria pupula*. Sehr grosse Verbreitung besitzt auch *Coleps hirtus*, der vorzüglich an zerfallendem tierischen Plasma beobachtet wird. Die Rotatorienfauna setzt sich hauptsächlich aus den Arten *Rotifer vulgaris*, *Rotifer neptunius*, *Lepadella ovalis* und *Monostyla bulla* zusammen.

Anfang Juni zeigt auch *Lemna minor* wieder erhöhtes Wachstum und breitet sich vom Ufer her über den Weiher aus.

Sommer 1954: Der sommerliche Zustand des Teichplanktons weist gegenüber dem Frühjahrsplankton, durch die Einschränkung der Artenmannigfaltigkeit viel weniger komplexe Züge auf.

In den Monaten Juni und Juli erhalten sich teilweise noch Arten, die schon im Frühjahr vorhanden waren. Es sind dies die Jockalge *Cosmarium subreinschii*, welche im Juli ein 2. Maximum ausbildet, aber dann verschwindet (August) und die Diatomee *Nitzschia palea* mit ihrer Varietät *tenuirostris*.

Das Zooplankton besteht in der Mehrzahl aus Entomostraken der Arten *Daphnia pulex*, *Moina rectirostris*, *Cyclops strenuus* und dem Rotator *Lepadella ovalis*.

Eine neue Entwicklungsphase in der Besiedlung des freien Wassers wird eingeleitet mit der Ausbildung einer dichten Schwimmedecke aus *Lemna minor*. Es kommt dabei zum Absterben der submersen höheren Wasserflora und im Plankton finden sich gleichzeitig in zunehmender Anzahl wieder Schwefelbakterien der Art *Thiopedia rosea* und heterotrophe Flagellaten der Arten *Menoidium pellucidum* und *Menoidium tremulum*, die bei zunehmender Verschlechterung der Sauerstoffverhältnisse vom Schlammgrund aufsteigen. Häufig wird auch der farblose Flagellat *Anthophysa vegetans* im Plankton angetroffen neben dem Ciliaten *Uronema marinum*.

Ufer und Grund: Der frühsummerliche Zustand ist noch gekennzeichnet durch die ausklingenden Maximas der Kieselalgen. Grösseren Umfang besitzt eine Ciliatenfauna, die aus den Arten *Coleps hirtus*, *Cyclidium citrullus*, *Halteria grandinella*, *Platynematum sociale*, *Spirostomum teres*, *Trichospira inversa* und *Uronema marinum* besteht.

In den Monaten Juli bis Anfang August sind auch farblose Flagellaten der Arten *Anthophysa vegetans* (auch im Plankton), *Astasia klebsii*, *Chilomonas acuta*, *Menoidium pellucidum*, *Menoidium tremulum* in grösserer Anzahl verbreitet.

Stärkere Umschichtungen in qualitativer und quantitativer Hinsicht machen sich im Rahmen dieses biologischen Bildes bereits im Juli geltend, die dann im August wieder zu einer typischen Faulschlammbiozönose führen, die durch das Überwiegen von Schwefelbakterien der Arten *Thiopedia rosea* und *Beggiatoa alba* gekennzeichnet ist. Vergesellschaftet damit ist eine typische Faulschlammfauna, die sich zusammensetzt aus den Rhizopoden *Pelomyxa palustris*, den Ciliaten *Caenomorpha medusula*, *Metopus contortus*, *M. es*, *M. fuscus*, und *M. spinosus*, *Plagiopyla nasuta*, *Saprodinium dentatum* und den Rotatorien *Diglena biraphis* sowie Rotifer *neptunius*. Im Rahmen dieser Lebensgemeinschaft finden sich teilweise auch die Ciliaten *Spathidium opium* und *Tropidocatractus acuminatus*.

Herbst 1954: Plankton. Der ganze Zeitraum weist im Bereich des freien Wassers eine ausgeprägte Artenarmut auf, die teilweise noch durch eine Individuenarmut einzelner Arten ergänzt wird. Während im Oktober und November in Anlehnung an die sommerlichen Ver-

Verhältnisse noch die farblosen Flagellaten *Chilomenes acuta* und *Trepomonas rotans* überwiegen; herrschen im Dezember Chlamydomonaden vor. In zunehmendem Maß treten in Plankton auch schon wieder Kieselalgen der Arten *Navicula cuspidata* und *Hantzschia pulchra* hervor. In Laufe des Oktober und November legt sich auch die Schwimmdecke von *Lemna minor* auf.

Ufer und Grund: Der Artenbestand der im Oktober vorgefundenen wird, ergänzt in gewissen Zügen, so der hochsommerlichen Zustand mit den Merkmalen einer typischen Paulschlammschichtzone. Dabei werden die Schwefelbakterien *Thiopodia rosea* und *Baggiatella alba* neben dem Paulschlammschichtbakterien *Caenomorpha sedula* noch in größerer Zahl angetroffen; verbreitet sind auch die Flagellaten *Anthophysa vegetans*, *Chilomenes acuta*, *Hemodina pellucida* und *Trepomonas rotans*.

Der Aspekt wechselt dann im November, nachdem die vorerwähnten Arten merklich abnehmen, dafür aber *Chlamydomonas spec.*, *Cryptomonas erosa* und *Chlamydomonas spec.* den Charakter der Gesellschaft prägen. Sie werden begleitet von einer Cilienfauna, die sich hauptsächlich aus den Arten *Hydrocoleus*, *Trichospira longicauda* und *Hydrocoleus* ergibt. Die wichtigste Strukturform tritt eine starke Population der Ciliatengattung *Chaetoceros marinus* hinzu, der sich mit *Chaetoceros* in Begleitung der Grundformen aufhält.

Im Dezember weicht dann in zunehmendem Maß eine Ausbreitung der Diatomeen geltend.

Wieder im März: Plankton. Anfang März erfolgt die Ausbildung einer die ganze Planktonschicht erfüllenden Schichtzone.

Die im Winter im Plankton vorkommenden Arten treten auch in der Sommerzeit im Plankton auf. Die Kieselalgen der Arten *Amphioxys ovalis*, *Navicula cuspidata*, *Navicula longicauda* und *Hantzschia pulchra* kommen dann noch nach der Planktonbildung in größerer Zahl vor.

Ufer und Grund: Kieselalgen der Arten *Amphioxys ovalis*, *Anomoeoneis sphaerophora*, *Navicula cuspidata*, *Hantzschia pulchra* var. *cuspidata*, *Hantzschia pulchra*, *Amphioxys ovalis* und *Amphioxys ovalis* bestimmen arten- und mengenmäßig eindeutig den Planktonbestand. Ergänzt werden in größerer Anzahl *Amphioxys*

Flagellaten der Gattungen *Chlamydomonas*, *Chrysococcus*, *Phacus*, *Pteromonas* und *Trachelomonas* hinzu. Weitaus häufigster Ciliat ist *Cinetochilum margaritaceum*. Kleinere Populationen bilden die Arten *Aspidisca costata*, *Frontonia leucas* und *Trichospira inversa*.

Frühjahr 1955: Plankton. Im Plankton dominieren im März und April grüne Flagellaten der Gattungen *Chlamydomonas*, *Chroomonas*, *Cryptomonas*, *Euglena* und Formen des Auftriebs besonders mit der Cyanophyce *Oscillatoria princeps* und den in den Wintermonaten bereits angeführten Kieselalgen. In geringerer Anzahl tritt wiederum der Ciliat *Didinium nasutum* in Erscheinung gleichzeitig mit dem Bakterienstrudler *Uronema marinum*.

Ufer und Grund: Nach dem Abschmelzen der Eisdecke im März erfolgt wieder eine spontane Entwicklung zahlreicher Arten. Vor allem sind es die Ciliaten *Coleps hirtus*, *Halteria grandinella*, *Paramecium caudatum*, *Spirostomum teres* und *Trichospira inversa*, welche wieder stärkere Populationen aufbauen. Nach wie vor zeigen auch die Kieselalgen in Übereinstimmung mit den winterlichen Verhältnissen maximale Entfaltung zusammen mit den ebenfalls schon angeführten Flagellatengattungen *Chlamydomonas*, *Euglena*, *Phacus* und *Trachelomonas*. Gehäuft finden sich auch Blaualgen der Art *Oscillatoria princeps*.

Spätere Untersuchungen in den Jahren 1955 und 1956 ergeben im Vergleich zu den Vorjahren zu einem Teil Übereinstimmungen in der Besiedlung des Rainer Weihers mit gleichen Arten bei relativ stark ausgeprägter Artenstetigkeit in den Stämmen und Klassen der Kieselalgen, Blaualgen und Ciliaten. Jedoch ergeben sich zum Teil erhebliche Unterschiede in der Periodizität ihres Auftretens in den einzelnen Beobachtungsjahren. Als relativ vag erweisen sich im Untersuchungszeitraum dagegen Arten der grünen Flagellaten, der protococcalen, überwiegend planktischen Grünalgen und der Schwefelbakterien. Besonders auffallend ist der Artenwechsel bei den Thiobakterien ausgeprägt, wobei zu der im ganzen Untersuchungszeitraum steten *Thiopodia rosea* fast in jedem Beobachtungsjahr eine andere Begleitart auftritt, so 1953 *Thiospira agilis*, 1954 *Beggiatoa alba*, 1955 *Lamprocystis roseopersicina* und *Beggiatoa alba* und 1956 *Chromatium vinosum*. Ähn-

lich schwierige Verhältnisse liegen bei den protozoalen Chlorophyceen *Scenedesmus quadricauda* und *Ankistrodesmus falcatus* vor, die im Herbst 1953 und wiederum im Frühjahr 1954 in sehr grossen Zahlen (Vegetationsfärbung!) auftreten, aber in vergleichbaren Zeitabschnitten der sich anschliessenden Untersuchungsjahre praktisch vollkommen fehlen.

Für den Gesamtzeitraum der Untersuchungen ist im Rainer Weiher ein auffallender Mangel an Makroorganismen mit Ausnahme der bereits erwähnten Crustaceen festzustellen.

Zusammenfassende Betrachtung über die Ökologie des Gewässers und seiner Bewohner

Bei der zusammenfassenden Betrachtung der physikalischen, chemischen und biologischen Vorgänge im Rainer Weiher für eine Untersuchungszeit von 20 Monaten lassen sich bei der vielfachen Verschränktheit der Beziehungen einige allgemeine Merkmale herausarbeiten.

Ein wesentliches und ökologisch bedeutsames Merkmal des Rainer Weihers stellt die in ihrer Intensität wechselnde Verschmutzung des Gewässers dar, die primär nur in sehr bedingtem Umfang durch die einfliessenden häuslichen Abwässer hervorgerufen wird. Vielmehr erweist sich das Sediment des Teiches, das aus einer starken Schicht von organisch fäulnisfähigem Schlamm besteht, als Hauptursache einer Sekundärverschmutzung. Die im Schlamm sich abspielenden Abbauvorgänge an organisch fäulnisfähiger Substanz zeigen einen deutlichen Unterschied in der Intensität der Abbaugeschwindigkeit in Abhängigkeit von den jeweiligen Temperaturverhältnissen und damit in Abhängigkeit von der Jahreszeit. Nach der Reaktionsgeschwindigkeit - Temperaturregel von VAN'THOFF nehmen chemische und biochemische (in begrenztem Temperaturbereich) Umsetzungen bei Temperatursteigerungen um 10°C um das 2-3-fache an Geschwindigkeit in der Zeiteinheit zu. Deshalb lassen die hohen sommerlichen und frühherbstlichen Temperaturen des Teichwassers die Abbauvorgänge stark ansteigen, die sich dann in einer wesentlichen Zunahme der Verschmutzung in diesen Monaten äussern. Sie wird im einzelnen erfassbar in der Abnahme der Sauer-

erstoffgehaltes bis zum völligen Sauerstoffschwund, in der Schwefelwasserstoffbildung, der Zunahme von Ammoniak und der Oxydierbarkeit.

Für das Verständnis der Vorgänge im Wechsel der Jahreszeiten besonders im Zusammenhang mit den biologischen Veränderungen erweist sich der jeweilige Gehalt des Wassers an gelöstem Sauerstoff als Schlüssel- und Indexfaktor. Danach gliedern sich im jahreszeitlichen Ablauf die verschiedenen Zustandsformen des Teiches auf in eine Phase der:

1. Mikroaerobiose bis Anaerobiose (Sauerstoffarmut bis Sauerstoffabwesenheit) in den Sommer- und Frühherbstmonaten.
2. Aerobiose (Sauerstoffanreicherung) in den Frühjahrs-, Spätherbst- und Wintermonaten.

Diese allgemeine Regel ist für die Wintermonate jedoch nur dann anwendbar, wenn keine wesentliche Behinderung der Sauerstoffdiffusion aus der Atmosphäre durch eine luftabschliessende Eisdecke erfolgt.

Der Zustand des Lebens bei Mikro- bis Anaerobiose (Sauerstoffarmut bis Sauerstoffabwesenheit) ist chemisch gekennzeichnet durch niedere Konzentrationen von Sauerstoff ($1-2 \text{ mg/l O}_2$) bzw. durch die völlige Abwesenheit an im Wasser gelösten Sauerstoff, durch die deutlich feststellbare Schwefelwasserstoffbildung besonders am Gewässergrund und durch die relative Zunahme der Ammoniakkonzentration bei gleichzeitiger Abnahme bzw. gleichzeitigem Verschwinden von Nitrat. Im gleichen Zeitraum ist regelmässig eine Erhöhung der Oxydierbarkeit festzustellen. Nicht verändert dagegen zeigen sich die Wasserstoffionenkonzentration und die Karbonathärte des Wassers.

Den chemischen Veränderungen des Milieus im Zustand der Mikro- bzw. Anaerobiose entsprechen adaequate Umgestaltungen im biologischen Bild. Sie äussern sich in überwiegend qualitativen Verschiebungen in der Artenzusammensetzung der Organismenvergesellschaftungen. Ganz allgemein sind die Lebensäusserungen zahlreicher Organismen dem geringen bis fehlenden Sauerstoffgehalt des Teichwassers unterworfen, wobei im Laufe der Entwicklung zum sauerstofffreien Zustand des Rainer Weihers für obligat aerobe

Arten das Minimum des Sauerstoffangebotes unterschritten wird und diese Formen der Auslesewirkung des Biotops unterliegen.

Im Zusammenhang mit dem Sauerstoffgehalt als begrenzenden Faktor kommt auch dem Schwefelwasserstoffgehalt verbreitungsregelnde Funktion zu, der besonders deutlich wird bei den im Rainer Weiher zahlreich auftretenden farblosen und roten Schwefelbakterien der Arten *Thiospira agilis*, *Thiopedia rosea*, *Lamprocytis roseo-persicina*, *Chromatium vinosum* und *Beggiatoa alba*. Besonders auffallend ist hierbei das Verhalten der mikroaerophilen *Thiopedia rosea*, die bei entsprechender Abnahme der Sauerstoffspannung vom Grundschlamm aufsteigt und ins Plankton geht.

Die Ciliatenfauna dieser Entwicklungsphase wird in der Mehrzahl von Arten gebildet, die zu fakultativ anaerober Lebensweise befähigt sind. Es sind dies die von LAUTERBORN (1909), METZEL (1928) und LIEBMANN (1951) als Faulschlamm- bzw. Sapropelformen bezeichneten Arten *Caenomorpha medusula*, *Metopus es*, *Metopus contortus*, *Plagiopyla nasuta* und *Saprodinium dentatum*, die zugleich Nahrungsabhängigkeit von den Schwefelbakterien aufweisen. Dazu kommen ergänzend die von KAHL (1930, 1932) als Sapropelformen bezeichneten Arten *Spathidium opimum* und *Tropidoatractus acuminatus*. Es ordnen sich hier ein der zu anaerober Lebensweise befähigte und schwefelwasserstoffresistente Rhizopode *Pelomyxa palustris* (LAUTERBORN 1914, LIEBMANN 1951), sowie die mit Spuren von Sauerstoff auskommenden und von Schwefelbakterien sich ernährenden Rotatorien *Diglena biraphis* und *Rotifer neptunius*.

Für die Übergangsphase von aeroben zu anaeroben Verhältnissen, die als Mikroaerobiose, bzw. als Zustand der Sauerstoffarmut bezeichnet wird, sind in den verschiedenen Untersuchungsjahren eine Reihe von Protisten, besonders farblose Flagellaten typisch, von denen nur *Anthophysa vegetans*, *Astasia klebsii* und *Menoidium pellucidum* zu den bekannteren Arten zählen.

Ihrem Verhalten im Rainer Weiher nach scheint *Menoidium pellucidum* sauerstoffbedürftig zu sein, denn sie wandert bei Abnahme des Sauerstoffgehaltes regelmässig vom Schlamm des Grundes ab und geht ins Plankton (Sommer 1953, Sommer 1954), wo sie ihre Sauerstoffbedürfnisse leichter zu decken vermag.

Neben diesen Formen treten im Rainer Weiher in dieser Phase eine Anzahl von Arten auf, deren Beschreibung zum Teil erst in jüngerer Zeit erfolgt ist und über deren Verbreitung und Lebensansprüche in der Literatur bisher keine oder nur ungenügende Angaben zu finden sind. Es sind dies die farblosen Flagellatenarten *Chilomonas acuta*, *Menoidium tremulum* und *Rhabdomonas spiralis*.

Die Art *Chilomonas acuta* (Grösse 22-27 μ), SCHILLER (1929), besitzt in den Sommer- und Herbstmonaten eine ausgedehnte Verbreitung und erreicht teilweise bedeutende Populationsdichten. Sie besiedelt dabei vornehmlich die Uferzone. Chemisch ist das Milieu zur Zeit ihres Auftretens gekennzeichnet durch sehr niedere Sauerstoffwerte, die bis 0,5 mg/l O₂ absinken können und Ammoniakwerte, die bis 4,6 mg/l NH₄ ansteigen. Der pH-Wert umfasst eine Amplitude von 7,1-7,2. Gleichfalls zahlreich tritt der farblose Flagellat *Menoidium tremulum* (Länge 18-25 μ) im Rainer Weiher (auch Reßschwemme und Schanzlwegbach) in Erscheinung. Auch in mehreren anderen Gewässern in der Umgebung Straubings (besonders in Teichen) konnte ich mich von der weiten Verbreitung und der teilweise grossen Häufigkeit dieser Art überzeugen, die bevorzugt in der Schlamm-Wasserkontaktzone lebt. HUBER-PESTALOZZI (1955) gibt bei der Darstellung der Art Paramylonkörner nur im vorderen Drittel des Körpers an. Zahlreiche Beobachtungen an *Menoidium tremulum* zeigen aber, dass die Individuen der Art häufig vollständig mit Paramylonkörnern angefüllt sein können. Bevorzugt findet sich eine Anhäufung der Reservestoffe am Vorder- und Hinterende. Der Flagellat wird in seiner Längsachse deutlich von einer stabförmigen Plasmastruktur (Rhabdos) durchzogen. Dieses typische Merkmal empfiehlt die von HUBER-PESTALOZZI (1955) vorgeschlagene Einteilung des Flagellaten in die Gattung *Rhabdomonas*. Auf Grund des Vorkommens der Art auf ungenügend mineralisiertem Schlamm und besonders an zerfallendem tierischen und pflanzlichen Plasma darf eine überwiegend saprozoische Lebensweise angenommen werden.

Eine ähnliche Verbreitung unter vergleichbaren Umweltsbedingungen besitzt die seltenere Art *Rhabdomonas spiralis*, die häufiger mit *Menoidium tremulum* vergesellschaftet auftritt.

Im Zusammenhang mit der mikro- bzw. anaeroben Zustandsform des

Gewässers muss vor allem noch auf die Bedeutung der Schwimmdecke von *Lemna minor* hingewiesen werden, die sich jeweils im späten Frühjahr ausbildet und im späten Herbst erst auflöst. Durch Behinderung der Diffusion von Sauerstoff aus der Atmosphäre ins Teichwasser und die nachhaltige Veränderung des Lichtklimas begünstigt sie im Zusammenwirken mit der erhöhten Abbau- geschwindigkeit an organischer Substanz und dem temperaturab- hängigen, geringeren Lösungsvermögen des Wassers für Sauerstoff im Sommer eine Verschlechterung des Sauerstoffhaushaltes im Teich.

Im Zustand der Sauerstoffanreicherung ist der Rainer Weiher ge- kennzeichnet durch die Anwesenheit von grösseren Mengen an im Wasser gelösten Sauerstoff (über 5 mg/l O₂). Die Ammoniakwerte nehmen in dieser Zustandsphase des Gewässers ab, wobei teilweise Ammoniak vollkommen aus dem Teichwasser verschwindet. In der Re- gel ist damit eine gleichzeitige Zunahme des Nitratgehaltes ver- bunden- Zugleich nimmt auch die Oxydierbarkeit merklich ab.

Die Fauna und Flora dieser Entwicklungsphase trägt in ihrer art- lichen Zusammensetzung weniger charakteristische Züge und ist überaus artenreich, wohl vor allem durch den Wegfall der begren- zenden Faktoren wie Sauerstoffmangel, Schwefelwasserstoffgehalt und Ammoniak bei gleichzeitig sehr günstigen Ernährungsbedingun- gen.

Es herrscht eine sehr umfangreiche Flora aus Kieselalgen vor, die besonders im Winter und Frühjahr mit den häufigen Arten *Anomoe- neis sphaerosphera*, *Navicula cuspidata*, *Navicula hungarica* var. *capitata*, *Nitzschia acicularis*, *Nitzschia palea* var. *tenuiro- stris*, *Pinnularia microstauron*, *Pinnularia viridis* und *Stephano- discus hantzschii* in Erscheinung tritt.

Üppige Entfaltung weisen teilweise auch planktische *protococcale* Grünalgen mit den Arten *Ankistrodesmus falcatus* und *Scenedesmus quadricauda* sowie Jochalgen mit der Art *Cosmarium subreinschii* auf.

Grossen Raum nehmen in dieser Phase photoautotrophe Flagellaten ein, die mit den Arten (Gattungen) *Chlamydomonas*, *Chrysococcus rufescens*, *Chroomonas nordstedtii*, *Cryptomonas erosa* (teilweise

var.reflexa), Euglena, Phacus (teilweise Phacus longicauda und Phacus oscillans), Pteromonas und Trachelomonas sehr starke Populationen ausbilden, denen jedoch allen das Merkmal geringer Stabilität anhaftet.

Formenreich ist auch die Ciliatenfauna mit den häufigen und charakteristischen Arten Cyclidium citrullus, Cinetochilum margaritaceum, Halteria grandinella, Platynematum sociale, Spirostomum teres, Paramecium caudatum, Trichospira inversa und Uronema marinum, die vorzugsweise von der in der Regel üppig entwickelten Bakterienflora leben. Kiesel- und Blaualgen fressen die ebenfalls in dieser Zone weit verbreitete Frontonia leucas, während die Arten Didinium nasutum und Lacrymaria pupula sich räuberisch von anderen Ciliaten ernähren.

Stärkeres Auftreten bei Sauerstoffanreicherung des Rainer Weihers zeigen auch eine Reihe von Rotatorien, vor allem mit den Arten Brachionus angularis, Brachionus calyciflorus, Brachionus urceus, Lepadella ovalis, Monostyla bulla, Synchaeta pectinata und Triarthra longiseta, die überwiegend im Plankton angetroffen werden.

Der Umstand, dass der Rainer Weiher trotz seiner geringen Tiefe von nur 30 cm besonders in den Frühjahrs- und teilweise auch Herbstmonaten sich durch einen Reichtum an typischen Zoo- und Phytoplanktonformen auszeichnet, verdient hervorgehoben zu werden. Im Zooplankton treten vor allem die bereits angeführten Rotatorien hervor und werden ergänzt durch die Cladoceren Daphnia magna, Daphnia pulex und Moina rectirostris. Weiter besitzt der Rainer Weiher ein auffallendes Ciliatenplankton, das aus den morphologisch den Leben im freien Wasser gut angepassten Arten Actinobolina radians, Condyllostoma vorticella, Coleps hirtus, Didinium nasutum, Enchelys pellucida, Hastatella radians und Phascolodon vorticella besteht.

Im Verlauf der Planktonsuccessionen im Rainer Weiher ergibt sich im Herbst 1953 und im Frühjahr 1954 eine deutliche Nahrungverknüpfung zwischen Phyto- und Zooplankton im Sinne eines Produzenten - Reduzenten Verhältnisses (THIENEMANN 1939). So erfolgen jeweils im Herbst sowie im Frühjahr starke Entfaltungen der plankti-

schen Grünalgen *Ankistrodesmus falcatus* und *Scenedesmus quadricauda*. Diese starke Entwicklung von Phytoplankton ist in beiden Beobachtungsperioden begleitet von einer sukzessiven, starken Vermehrung des Zooplanktons, das sich vor allem aus den phytophagen Rädertierchen *Brachionus calyciflorus*, *Brachionus urceus* und den Cladoceren *Daphnia pulex* zusammensetzt. Diese fressen nun nach starker Vermehrung innerhalb kurzer Zeit den Teich an Phytoplankton leer. Dies drückt sich aus im völligen Verschwinden der Vegetationsfärbung des Wassers und der Zunahme der Durchsichtigkeit. Die starke Abnahme des Phytoplanktons als Ernährungsgrundlagen löst in der Folge eine wesentliche Verminderung der Formen des Zooplanktons aus, die sich als steiler Abfall der Populationsdichtekurven der Zooplankter äussert.

Saprobität des Gewässers

Wie im vorhergehenden Abschnitt schon teilweise dargelegt wurde, unterliegt der Rainer Weiher einem ausgesprochenen Wechsel seiner Lebensbedingungen im jahreszeitlichen Ablauf. Dieser Wechsel steht in unmittelbarem Zusammenhang mit dem sich ändernden Saprobitätsgrad des Gewässers. Nach den hydrochemischen Verhältnissen erfolgt regelmässig in den Sommer- und Frühherbstmonaten eine Hinwendung zu polysaprobien Verhältnissen bei temperaturbedingter, starker Erhöhung von oxydativen bis reduktiven Abbauvorgängen und einer damit unmittelbar verbundenen Zunahme der Verschmutzung. Diese wird regelmässig erfassbar in der starken Abnahme des Sauerstoffgehaltes, die bis zum völligen Sauerstoffschwund führen kann, im merklichen Ansteigen der Sauerstoffzehrung in 48 Stunden bis zu 100 % des Anfangssauerstoffgehaltes, die auf eine wesentliche Zunahme der fäulnisfähigen Stoffe im Wasser hinweist. Sie drückt sich weiter aus im Ansteigen der Oxydierbarkeit (bis 180 mg/l KMnO_4 Verbrauch). Im gleichen Zeitraum nimmt auch regelmässig der Ammoniakgehalt zu, während gleichzeitig eine Reduktion des Nitrat stattfindet, die nachweisbar über die Zwischenstufe des Nitrits verläuft. Als weitere Kennzeichen einer Verschmutzungszunahme kommt das Auftreten von Schwefelwasserstoff hinzu. Insgesamt deckt sich dabei der Zustand der

Polysaprobie weitgehend mit der im vorhergehenden Abschnitt beschriebenen Phase der Mikro- bis Anaerobiose.

Unmittelbar verbunden mit den hydrochemischen Veränderungen im Sinne einer Verschmutzungszunahme mit den Kennzeichen von polysaprobier Verhältnissen zeigen sich charakteristische Umgestaltungen im Artenbestand bzw. in der Biozönosenzusammensetzung des Rainer Weihers. Ganz allgemein nehmen in diesem Zeitraum die polysaprobien Leitformen des rev. Saprobiensystems nach LIEBMANN (1951) qualitativ und quantitativ zu. Das mengenmässige Überwiegen von Polysaprobieren in den Sommer- und Frühherbstmonaten (1953 und 1954) wird im Sapro Spektrum des Rainer Weihers (Tafel 1) besonders deutlich dargestellt und veranschaulicht. Im gleichen Zeitraum nehmen parallel dazu die Leitformen der α - und β -mesosaprobien Zone ab oder verschwinden in dieser Entwicklungsphase des Teiches völlig. Von den Leitformen der polysaprobien Zone treten besonders die farblosen und roten Schwefelbakterienarten *Beggiatoa alba*, *Thiopedia rosea* und *Thiospira agilis* hervor im Verein mit den Faulschlammciliaten der Arten *Caenomorpha medusula*, *Metopus es*, *Metopus contortus*, *Metopus spinosus*, *Plagiopyla nasuta* und *Saprodinium dentatum*, den Rhizopoden *Pelomyxa palustris* und den Rotatorien *Diglena biraphis* und *Rotifer neptunius*. Ergänzend treten noch die polysaprobien Leitformen *Spirillum undulans* und *Treponomas rotans* hinzu.

Eine Hinwendung zu polysaprobien Verhältnissen kann auch durch eine länger anhaltende, dichte Eisbedeckung des Gewässers ausgelöst werden (wie im Winter 1953/54). Die dabei auftretenden Veränderungen im Chemismus und in der Biologie des Teiches entsprechen unmittelbar den Veränderungen, wie sie sich in den Sommermonaten ausbilden.

Unter Einbeziehung dieser Ausnahmeerscheinung erfolgt dagegen regelmässig in den Spätherbst-, Winter- und vor allem in den Frühjahresmonaten eine Abnahme der Verschmutzung und die Ausbildung von Verhältnissen, wie sie etwa für die α - bis β -mesosaprobe Zone typisch sind. Sie äussern sich hydrochemisch in der merklichen Verringerung des Umfangs der Verunreinigung bei Verbesserung des Sauerstoffhaushaltes des Teiches. Die absoluten Sauerstoffwerte

nehmen stark zu und erreichen dabei teilweise den temperatur- und höhenlagenabhängigen Sättigungswert. Parallel dazu ergibt sich eine deutliche Verminderung der Sauerstoffzehrung, die bis auf 20 % des Anfangssauerstoffgehaltes absinken kann. Zugleich fehlt Schwefelwasserstoff, dessen Verschwinden durch die Oxydation des schwarzen Eisensulfides zu braunem Eisenhydroxyd angezeigt wird. Auf die fortschreitende Oxydation und Mineralisierung der organisch fäulnisfähigen Stoffe weisen besonders auch die Abnahme der Oxydierbarkeit und des Ammoniakgehaltes hin, während gleichzeitig Nitrat als Endstufe der Oxydationsvorgänge zunimmt.

In Übereinstimmung mit dem Wechsel der chemischen Bedingungen des Gewässers ergeben sich typische Veränderungen in der Zusammensetzung des Artenbestandes. Sie vollziehen sich unter dem Zurücktreten der polysaprobien Leitformen und ihrer sukzessiven Ablösung und Verdrängung durch solche der α - und β -mesosaprobien Zone. Diese Verhältnisse kommen im Sapro Spektrum des Rainer Weihers (Tafel 1) gut zum Ausdruck, nach denen in den Spätherbstmonaten unter Einbeziehung kleinerer, zeitlicher Verschiebungen in den einzelnen Untersuchungsjahren eine graduelle Abnahme der polysaprobien Leitformen des rev. Saprobien Systems stattfindet und entsprechend sich die Leitformen der weniger verschmutzten α - und β -mesosaprobien Zone sich stark vermehren.

Als α -mesosaprobe Leitorganismen treten dabei im Rainer Weiher besonders hervor die Cyanophyceen *Oscillatoria princeps*, die Diatomeen *Stephanodiscus hantzschii* und *Nitzschia palea*, die Flagellaten *Anthophysa vegetans*, *Astasia klebsii* und *Cryptomonas erosa* und besonders die Ciliaten *Cyclodium citrullus*, *Paramecium caudatum*, *Platynematum sociale*, *Trichospira inversa* sowie *Uronema marinum*. Dieser Bestand von Leitformen der α -mesosaprobien Zone im Rainer Weiher wird regelmässig und in charakteristischer Weise ergänzt durch den heterotrichen Ciliaten *Spirostomum teres*, dem eine Brauchbarkeit als Leitform der α -mesosaprobien Zone zugesprochen werden kann. Die Verwendung der Art als Leitform der α -mesosaprobien Zone wird auch durch Beobachtungen an einigen anderen untersuchten Gewässern empfohlen, wo sie unter ähnlichen ökologischen Bedingungen auftrat. In ihren Standorts-

bedürfnissen zeichnet sich die Art durch geringe Sauerstoffbedürftigkeit aus, wobei Sauerstoffkonzentrationen von 1-2 mg/l O₂ in stehendem Wasser schon ausreichen. Sie lebt bevorzugt in Gewässern mit reichlichem organischem Sediment und findet sich hier überwiegend in der Schlamm-Wasserkontaktzone.

Die Leitformen der α -mesoproben Zone treten in der Regel mit den β -mesoproben Leitorganismen *Navicula cuspidata*, *Nitzschia acicularis*, *Pinnularia viridis* (Diatomeen), *Halteria grandinella*, *Didinium nasutum* und *Coleps hirtus* (Ciliaten) zu einer Lebensgemeinschaft zusammen, die eine mittlere Stellung zwischen der α - und β -Mesosaprobie einnimmt. Ein β -mesoprober Charakter der Lebensgemeinschaft tritt stärker im Plankton hervor, das sich in bestimmten Entwicklungsphasen bevorzugt aus Leitformen der β -mesoproben Zone zusammensetzt, wobei im einzelnen die Arten *Ankistrodesmus falcatus*, *Scenedesmus quadricauda* und *Brachionus urceus* hervortreten, die in typischer Weise mit den Entomostraken *Daphnia magna*, *Daphnia pulex* und *Moina rectirostris* vergesellschaftet sind.

c) Typ perennierendes Flachgewässer, sehr stark verunreinigt
(Roßschwemme Puchhof)

Die Roßschwemme Puchhof stellt ein stagnierendes, teichartiges Gewässer dar. Es besitzt eine Länge von 30 m, eine Breite von 22 m und eine durchschnittliche Tiefe von 0,7 m. Das Gewässer erstreckt sich in nord-südlicher Richtung.

Die Bodenfacies der Roßschwemme wird von einer etwa 0,5 m dicken, lockeren, schwarz gefärbten Schlammschicht gebildet, die überwiegend aus mehr oder minder stark abgebauten Pflanzenresten besteht und die nur bedingt als typischer Faulschlamm angesprochen werden kann.

Wasserführung und Strömungsverhältnisse: Da dem Gewässer Zu- und Abfluss fehlen, wird der Pegelstand in grossem Umfang durch meteorologische Faktoren wie Niederschlagsmenge und Verdunstungsgrösse bestimmt. Im einzelnen unterliegt der Pegelstand der Roßschwemme im Untersuchungszeitraum vom September 1953 bis

April 1955 besonders auffallenden Veränderungen im Juni und Juli 1954 durch ein Ansteigen um 0,3 m, das durch die ungewöhnlich hohen Niederschlagsmengen in diesen Monaten ausgelöst wird. Ansonsten bleiben die Pegelschwankungen gering.

Temperatur: Die im jahreszeitlichen Temperaturgang des Wassers zum Vorschein kommende Charakteristik (siehe Tafel 2) steht in engem Zusammenhang mit der Grösse und Morphologie des Gewässers. Die grosse Oberfläche zur Atmosphäre hin und die geringe Tiefe des Gewässers bedingen eine starke Abhängigkeit des Temperaturverhaltens von der Atmosphäre. Somit zeigen sich im jahreszeitlichen Ablauf starke Temperaturoegensätze bei kräftiger Erwärmung der Roßschwemme im Sommer und starker Auskühlung im Winter, wobei die Eisbildung teilweise bis zum Gewässergrund reicht. Die geringe Stabilität des thermischen Verhaltens äussert sich auch in den stärkeren tageszeitlichen Schwankungen und im Fehlen einer erkennbaren, stabilen Temperaturschichtung der Wassermassen.

Lichtklima: Das Lichtklima ist primär durch die stets vorhandene, meist intensive, braune bis gelbbraune Eigenfärbung des Wassers beeinflusst. Sekundär treten dann verschiedentlich Vegetationsfärbungen von Algen (*Ankistrodesmus*) und Flagellaten (*Chlamydomonas*), sowie im Sommer eine dichte, lichtabschirmende Schwimmdecke von *Lemna minor* hinzu. Die Durchsichtigkeit beträgt im Mittel 5 cm.

Verunreinigung: Die Roßschwemme stellt ein ungewöhnlich stark verunreinigtes Gewässer mit meist intensiven Vergäunungs- und Gärungsprozessen dar. Dies wird verursacht durch die Verwendung des Gewässers als Aufnahmebecken für flüssige und feste Abfallstoffe aus einem unmittelbar benachbarten Gutshof. Die organisch faulnisfähigen Verschmutzungstoffe setzen sich im Untersuchungszeitraum besonders aus Stalljauche und Brennereinrückständen zusammen.

Chemismus des Gewässers

(siehe Tafel III)

pH-Wert: Die Wasserstoffionenkonzentration erweist sich für die Dauer der Untersuchungen als weitgehend beständig bei einer schwachen Verschiebung der Werte ins Alkalische und einer mittleren Schwankungsbreite von pH 7,6-7,8. Eine Zunahme des pH bis 8,0 wurde bei den starken Verjauchungsvorgängen festgestellt, wie sie vor allem im Winter 1953/54 bei Luftabschluss unter einer dichten Eisdecke auftraten. Ein geringfügiges Absinken des pH-Wertes wird verschiedentlich im Frühjahr durch einfließende Schneeschmelzwässer verursacht.

Karbonathärte: Die Ermittlung des Karbonathärtegrades gibt infolge Beeinflussung der Reaktion durch die fast stets hohen Ammoniakwerte (freies Ammoniak) unbefriedigende Ergebnisse.

Sauerstoffgehalt und Sauerstoffzehrung in 48 Stunden: Aus der tabellarischen Darstellung des Sauerstoffgehaltes des Roßschwammenwassers im Wechsel der Jahreszeiten geht deutlich hervor, dass sich das Gewässer häufig im Zustand der völligen Sauerstofffreiheit befindet. Lediglich im Spätherbst 1953, im Frühjahr 1954 (nach der Eisschmelze) im Sommer 1954 (bei starkem Hochwasser) und wiederum im Spätherbst sowie Winter 1954/55 kommt es zu geringfügigen Sauerstoffanreicherungen des Gewässers, die maximal auf 4,6 mg/l O₂ anstieg. Soweit eine Analyse der Sauerstoffzehrung durchzuführen war, betrug sie fast durchwegs 100 % des Anfangssauerstoffgehaltes.

Oxydierbarkeit: In Übereinstimmung mit der starken Primärverschmutzung liegen die Werte für den Kaliumpermanganatverbrauch fast durchwegs hoch. Sie erreichen eine maximale Höhe von 810 mg/l KMnO₄, bewegen sich aber im Mittel zwischen 200 und 300 mg/l KMnO₄. Sie sanken beim Hochwasser im Sommer 1954 bis auf 91 mg ab. Diese Erscheinung wurde ausgelöst durch die starke Verdünnung des intensiv verschmutzten Roßschwammenwassers durch atmosphärische Niederschläge und einfließendes, relativ unverschmutztes Überschwemmungswasser.

Ammoniak: Das Gewässer weist fast durchwegs ausserordentlich hohe Konzentrationen an Ammoniak auf, bei durchschnittlichen

Werten von 10-30 mg/l NH_4 . Bei der lange währenden Eisbedeckung des Gewässers im Winter 1953/54 bei gleichzeitigem Luftabschluss und wesentlicher Verringerung der Menge des freien Wassers erreichten die Ammoniakwerte eine maximale Konzentration von 400 mg/l NH_4 .

Nitrit und Nitrat: Nitrit und Nitrat treten, wie aus der tabellarischen Darstellung in Tafel 2 ersichtlich wird, in der Regel nur kurzzeitig in der Roßschwemme auf und sind dann jeweils an das gleichzeitige Vorkommen von im Wasser gelösten Sauerstoff gebunden. Im sauerstofffreien Milieu erfolgt jeweils eine Reduktion des Nitrits und Nitrats zu Ammoniak. Dieser Vorgang erweist sich in der Roßschwemme als reversibel bei entsprechender Sauerstoffanreicherung, wobei die Nitritbildung der Nitratbildung zeitlich deutlich vorangeht. In der Regel ist damit auch eine gleichzeitige Abnahme der Ammoniakwerte verbunden. In diesen Phasen, die sich regelmässig auf Frühjahr und Spätherbst beschränken, konnte der Gehalt an Nitrat bis maximal 117 mg/l N_2O_5 ansteigen, während das Nitrat eine Konzentration von 2 mg/l N_2O_5 erreicht.

Phosphat: Das Phosphat zeigt mit Werten von 5-12 mg/l P_2O_5 eine für natürliche Gewässer ungewöhnliche Höhe.

Schwefelwasserstoff: Freier Schwefelwasserstoff konnte im freien Wasser der Roßschwemme trotz verschiedener, angewandter Nachweismethoden nicht nachgewiesen werden, obwohl eine zeitweilige Schwefelwasserstoffbildung im Schlammuntergrund durchaus anzunehmen ist. Darauf weisen auch die häufiger auftretenden Schwefelbakterien der Art *Lamprocystis roseopersicina* hin.

Die jahreszeitlichen Veränderungen in Fauna und Flora des Gewässers

Dem Gewässer fehlen mit Ausnahme der Arten *Ankistrodesmus spec.* und *Brachionus urceus* typische Planktonformen. Das freie Wasser der Roßschwemme wird überwiegend von Arten

besiedelt, die gleichzeitig den Strukturteilen Gewässergrund und Ufer angehören. Diese besitzen wiederum infolge der durch die Verschmutzung verursachten extremen Lebensbedingungen eine artenmässig weitgehend übereinstimmende Besiedlung mit Organismen. Aus diesen Gründen wird im folgenden eine zusammenfassende Darstellung der 3 Strukturteile des Gewässers vorgenommen.

Sommer und Herbst 1953: Die biologischen Verhältnisse in diesem Zeitraum sind durch die sehr üppige Entfaltung des grünen Flagellaten *Chlamydomonas reinhardii* gekennzeichnet, die sich bis zur Wasserblütenbildung steigert. Daneben bestehen sehr starke Populationen der ebenfalls chlorophylltragenden Flagellaten *Phacus spec.* und *Phacus pyrum*. Am Ufer kommt es zu einer stärkeren Besiedlung mit einer Kieselalge aus der Gattung *Nitzschia*, deren Dichte im November bereits wieder erheblich abnimmt. Im Plankton finden sich bei geringer Sauerstoffanreicherung des Wassers im gleichen Zeitraum vereinzelt peritriche Ciliaten der Art *Vorticella microstoma* und das Rotator *Diglena catellina*, das sich besonders von den zahlreich auftretenden *Chlamydomonaden* ernährt. In den sauerstofffreien Zustandsphasen des Gewässers findet sich in diesem Zeitraum nur eine Ciliatenart in grösserer Anzahl und zwar *Lembus pusillus*, wobei sich die Form von Bakterien ernährt. In der sich allmählich auflösenden, ursprünglich sehr dichten Schwimmdecke von *Lemna minor* werden auch häufig die Larven des Helodiden *Scirtes hemisphaericus* angetroffen.

Winter 1953/54: Eine starke, luftabschliessende Eisdecke von Januar bis Mitte März führt zu intensivsten Verjauchungs- und Gärungsvorgängen bei denen Ammoniakkonzentrationen bis zu 400 mg/l NH_4 auftreten. Sie führen zur Vernichtung der Existenzbedingungen für alle bisher erwähnten Arten. Im Schlamm des Ufers und Grundes lassen sich nur mehr hantelförmige, nicht näher bestimmbare Involutionsformen von *Saccharomyceten* nachweisen.

Frühjahr 1954: Ende März wird das Gewässer wieder vollkommen eisfrei. In der Uferzone findet sich zuerst der grüne Flagellat *Euglena viridis*. Jedoch bereits im April steigt die Populationsdichte von *Chlamydomonas reinhardii* wieder sprunghaft an, gleichzeitig dazu entwickeln sich auch wieder *Phacus spec.* und *Phacus pyrum*. Das Plankton wird dann ab Mai bestimmt durch das massen-

hafte Auftreten einer etwa 4-7 μ grossen Ankistrodesmus-Art, die dem Wasser zugleich eine gelbgrüne Vegetationsfärbung verleiht. An Ciliaten treten bei Sauerstoffanwesenheit besonders im Bereich des Ufers in grösserer Zahl die Arten *Aspidisca costata*, *Euplotes affinis*, *Halteria grandinella*, *Paramecium caudatum*, *Stylonychia putrina* und *Vorticella microstoma* hervor. Grössere Verbreitung erlangen auch die Rädertierchen *Diglena catellina* und *Hydatina senta*. Im Mai bildet sich dann wiederum an Ufer und Grund eine stärkere Besiedlung mit der bereits erwähnten *Nitzschia spec. aus.* Im gleichen Zeitraum erfolgt auch eine beträchtliche Vermehrung der roten Schwefelbakterie *Lamprocystis roseo-persicina*, die das ganze Frühjahr über anhält. Vom Ufer her entwickelt sich im Juni wiederum eine Schwimdecke von *Lemna minor*.

Sommer 1954: Eine sich in den letzten Wochen des Juni sich abzeichnende Entwicklung hin zu stärkeren Abbauvorgängen wird deutlich in der Zunahme der Oxydierbarkeit und in dem abermaligen Übergang des Gewässers zu anoxyschen Verhältnissen. Diese Entwicklung ist verbunden mit einer weiteren Zunahme der Schwefelbakterienart *Lamprocystis roseo-persicina*, während die Ciliatenfauna sich wieder auf vereinzelt angetroffene Exemplare der Arten *Lemba pusillus* und *Prorodon viridis* beschränkt. Daneben behaupten sich auch die bereits angeführten *Phacus*-arten gut.

Tiefgreifende Veränderungen im biologischen Erscheinungsbild löst das Hochwasser im Juli aus, wobei eine starke Auffüllung des Gewässers erfolgt. In nahezu unveränderter Häufigkeit behauptet sich nur die protococcale Grünalge *Ankistrodesmus spec.*, während die anderen Arten merkliche Veränderungen in ihren Populationsdichten erfahren bzw. vollkommen verschwinden. Insgesamt ist eine ausgeprägte Arten- und Individuenarmut des Gewässers festzustellen, die sich fast den ganzen Sommer über erstreckt. An Makroorganismen werden wiederum wie im Vorjahr häufiger die Larven von *Scirtes hemisphaericus* angetroffen.

Herbst 1954: Im Oktober macht sich dann wieder eine stärkere Verschmutzung der Roßschwemme nach einer durch das Hochwasser bedingten Verschmutzungsabnahme bemerkbar. Die Lemnadecke löst

sich auf. Das biologische Bild des Gewässers weist wieder eine stärkere Struktur auf und ist vor allem durch das sehr starke Auftreten des farblosen Flagellaten *Tetramitus decissus* bestimmt. In geringerer Anzahl finden sich auch wieder die Schwefelbakterien der Art *Lamprocystis roseo-persicina* und die Flagellaten der Gattung *Phacus*. Bedeutendere Individuenzahlen bei Anwesenheit von Sauerstoff erreichen Populationen der Ciliatenarten *Euplotes affinis* und *Stylonychia putrina*. In November ist das Gewässer wieder sauerstofffrei bei einem gleichzeitigen Fehlen vorerwähnter Ciliaten und der erneuten Zunahme von mikro- bis anoxybionten Formen wie *Lamprocystis roseo-persicina* und *Tetramitus decissus*. Starke Verbreitung besitzen in dieser Entwicklungsphase auch grüne Flagellaten der Arten *Phacus spec.* und *Phacus pyrum*. In der weiteren Entwicklung der Fauna und Flora bis zum Winter ergeben sich nur mehr unwesentliche Änderungen des Gesamtbildes.

Winter 1954/55: Mitte Dezember erfolgt die Ausbildung einer Eisdecke, die den ganzen Winter über bis März in wechselnder Stärke besteht aber nur teilweise die ganze Teichoberfläche einschliesst. Grössere Verbreitung erlangen hier nur die Arten *Lamprocystis roseo-persicina* und *Tetramitus decissus*. Die Ciliaten bleiben auf die Art *Lembus pusillus* beschränkt.

Frühjahr 1955: Nach dem Abschmelzen der Eisdecke im März erfolgt besonders in der Uferzone eine spontane Entwicklung zahlreicher Arten, wobei die Flagellaten *Chlamydomonas reinhardii* und die Ciliaten *Colpidium colpoda*, *Euplotes affinis*, *Paramecium caudatum*, *Stylonychia putrina* und *Vorticella microstoma* bei Sauerstoffanreicherung des Gewässers auffallend hervortreten. In der Grundregion herrschen dagegen weiter *Lamprocystis* und *Tetramitus* vor.

Zusammenfassende Betrachtung über die Ökologie des Gewässers und seiner Bewohner

Der Lebensraum dieses Flachgewässers ist gekennzeichnet durch eine ausserordentlich starke Verschmutzung, die in ihrer Intensität im jahreszeitlichen Wechsel nur geringen Schwankungen un-

terworfen ist. Sie ist teilweise erfassbar und festgelegt durch den hohen Gehalt der Roßschwemme an Ammoniak, Phosphat und der Grösse der Oxydierbarkeit sowie der Sauerstoffzehrung in 48 Stunden. Das Verhalten dieser Verschmutzungsindikatoren ist durch die hohe Verunreinigung und Belastung der Roßschwemme mit organisch fäulnisfähigen Substanzen bedingt, die sich am Gewässergrund als Schlamm angesammelt haben, im freien Wasser gelöst oder suspendiert sind und laufend zugeführt werden. Als unmittelbar abhängig von dieser Totalverschmutzung erweist sich der Sauerstoffhaushalt des Gewässers. Im Laufe einer 18-monatigen Untersuchungszeit verharrt die Roßschwemme durch starke Zehrungsvorgänge meist im Zustand der Sauerstofffreiheit. Nur in bestimmten Zeitabschnitten, die sich in der Regel auf Spätherbst, Winter und Frühjahr beschränken, kommt es zu geringfügigen Sauerstoffanreicherungen des Gewässers. In den Spätherbst-, Winter und zeitigen Frühjahrsmonaten sind durch die tiefen Wassertemperaturen, die sich mit einem hohen Lösungsvermögen für Sauerstoff und einer Verringerung der Abbauvorgänge an organisch fäulnisfähiger Substanz (nach der RGT) verbinden, günstige Verhältnisse für die Sauerstoffaufnahme des Wassers geschaffen. Weiter wird dieser Vorgang der Sauerstoffanreicherung durch das Fehlen einer diffusionshemmenden Schwimmdecke von *Lemna minor* begünstigt.

Einschränkend muss jedoch für die Wintermonate festgestellt werden, dass längere, dichte Eisbedeckung des Gewässers durch Luftabschluss ebenfalls zu vollkommener Sauerstofffreiheit der Roßschwemme führen kann (Winter 1953/54).

Bei der Betrachtung des Gewässers in Hinsicht auf seine Besiedlung mit tierischen und pflanzlichen Organismen und ihrer Lebensgemeinschaften ist die Regel von THIENEMANN (1918) voll anwendbar, nach der die Artenzahl einer Lebensgemeinschaft umso geringer wird, je mehr sich die Lebensbedingungen eines Biotops vom Normalen entfernen.

Die Zahl der Arten, die in der Roßschwemme häufiger und in grösserer Dichte auftreten, ist sehr klein und beschränkt sich hauptsächlich auf Vertreter aus den Stämmen der Bakterien, Flagellaten

und Ciliaten. Die wenigen, diesen extremen Lebensbedingungen angepassten Arten zeigen häufig sehr starke Entfaltung, die sich bei den Formen *Chlamydomonas reinhardtii*, *Phacus spec.*, *Phacus pyrum* und *Ankistrodesmus spec.* bis zur Wasserblütenbildung steigern kann.

Im einzelnen zeigen sich dabei die Flagellatenarten *Chlamydomonas reinhardtii*, *Euglena viridis*, *Phacus spec.*, *Phacus pyrum* und *Tetramitus decissus* der Anaerobiose vollkommen angepasst und sie erweisen sich gegenüber den in der Reisschwemme auftretenden hohen Konzentrationen an Fäulnisgiften als meist resistent. Als auffallende Erscheinung muss in der Reisschwemme auch die Beobachtung gewertet werden, dass sich zwischen den in ihr auftretenden grünen (autotrophen) und farblosen (heterotrophen) Flagellaten keine Unterschiede in der Anpassungsfähigkeit an die hohe Verschmutzung ergeben.

Angepasst an die anoxyschen Bedingungen des Gewässers zeigt sich die wiederholt in grosser Zahl auftretende Kieselalge der Gattung *Nitzschia*, die dabei häufig mit Schwefelbakterien vergesellschaftet ist. Das Gleiche gilt auch für die im Sommer 1954 sehr häufige, planktische *Ankistrodesmus*-art, die sich unter ähnlichen Milieubedingungen ausserordentlich stark vermehrt. Diese Freilandbefunde werden durch experimentelle Untersuchungen von NAKAMURA (1937), GAFFRON (1944) und FRENKEL (1949), gestützt, die nachwiesen, dass Kieselalgen (*Pinnularia*) und protococcale Grünalgen der Gattungen *Rhodidium*, *Scenedesmus* und *Ankistrodesmus* zur Photoreduktion von Kohlendioxyd bei Anwesenheit von molekularem Wasserstoff oder Schwefelwasserstoff als H-Donatoren in anaeroben Milieu als besonderer Form der Photosynthese befähigt sind.

Als unmittelbar beeinflusst bzw. abhängig von den wechselnden Sauerstoffverhältnissen (verursachender und Indexfaktor) erweist sich das Auftreten der Ciliatenarten *Aspidisca costata*, *Colpidium colpoda*, *Euplotes affinis*, *Halteria grandinella*, *Paramecium caudatum* und *Stylonychia putrina*. Diese Arten zeigen alle eine deutliche Bindung an im Wasser gelösten Sauerstoff und verschwinden, sobald das Gewässer in den anoxyschen Zustand übergeht.

Gleichfalls nur in den Phasen der Sauerstoffanreicherung des Gewässers treten die Rotatorien *Diglena catellina* und *Hydatina senta* auf.

Bei vollkommener Sauerstofffreiheit des Gewässers finden sich in der Roßschwemme nur die Ciliatenarten *Lemba pusillus*, *Protrodon viridis*, sowie vereinzelt auch *Metopus es*, *Spathidium opimum* und *Trimyema compressum*.

Der Biotop wird weiterhin auch von Arten besiedelt, die ihren Sauerstoffbedarf aus der atmosphärischen Luft decken. Dazu gehören vor allem die im Spatsommer regelmässig auftretenden Larven des Helodiden *Scirtes hemisphaericus* sowie die Larven von *Culex*, *Eristalis arbustorum* und *Stratiomys chamaeleon*.

Saprobität des Gewässers

Die Roßschwemme stellt nach ihren hydrochemischen Bedingungen für den grössten Teil des Jahres den Typ eines stark polysaprobien Gewässers dar. Infolge der Überbelastung mit organisch fäulnisfähigen Stoffen überwiegen reduktive Abbauvorgänge, die sich in Abwesenheit von Sauerstoff vollziehen. Sie äussern sich besonders in Form einer Verjauchung (Ammoniakbildung). Nur in kürzeren klimatisch-meteorologisch abhängigen Zeitabschnitten kommt es zu geringfügigen Sauerstoffanreicherungen des Gewässers, in denen zugleich eine geringe Abnahme der Verschmutzung erkennbar wird.

Der durch die hydrochemischen Bedingungen bestimmte Saprobitätsgrad des Gewässers steht in Übereinstimmung mit der jeweiligen Besiedlung des Gewässers mit den Leitformen des revidierten Saprobiensystems nach LIEBMANN (1951) und seiner Lebensgemeinschaften.

In der Roßschwemme überwiegen fast zu allen Jahreszeiten die Leitformen der polysaprobien Zone mit den Arten *Sarcina paludosa*, *Spirillum undulans*, *Lemprocystis roseo-persicina*, *Oscillatoria chlorina*, *Tetramitus decissus*, *Amoeba limax*, *Colpidium colpoda*, *Metopus es*, *Trimyema compressum*, *Vorticella microstoma*

und *Eristalis arbustorum*, wobei die Strukturierung der Lebensgemeinschaften durch die geringe Anzahl der Arten teilweise sehr schwach ist. Diese Verhältnisse sind im Saproспекtrum der Roßschwemme graphisch wiedergegeben (siehe Tafel 2), auf dem ein deutliches Dominieren der Leitformen der polysaproben Zone zu allen Jahreszeiten festzustellen ist.

Besondere Verhältnisse bilden sich im Winter 1953/54, bei besonders intensiven Verjauchungsvorgängen mit Ammoniakwerten bis zu 400 mg/l NH_4 aus. Es entsteht hierbei eine biologische Zustandsform des Gewässers, die den Bedingungen entspricht, wie sie SRAMEK-HUSEK (1956) für die hypersaproben Zone angibt. An Organismen sind dann nur mehr Involutionsformen von *Saccharomyces* im Schlamm des Ufers und Grundes nachzuweisen. Das vollständige Fehlen von Leitformen aller Saprobienstufen im Sinne der Systeme von KOLKWITZ-MARSSON (1908, 1909) und LIEBMANN (1951) ist im Saproспекtrum der Roßschwemme (Tafel 2) für die entsprechenden Zeitabschnitte durch die Freilassung der jeweiligen Felder berücksichtigt.

Einschränkend muss hier jedoch bemerkt werden, dass Leitformen der 4 verschiedenen Saprobienstufen des rev. Saprobien-systems auch im Dezember 1953 fehlen, ohne dass aber hieraus auf das Bestehen von hypersaproben Verhältnissen geschlossen werden darf, da in diesem Zeitraum grüne Flagellaten der Gattungen *Chlamydomonas* und *Phacus* sehr zahlreich auftreten.

Das Auftreten von α - und β -mesosaproben Arten, die in der Roßschwemme durch die Ciliaten *Aspidisca costata*, *Halteria grandinella*, *Paramecium caudatum*, *Uronema marinum* und *Vorticella convallaria* vertreten sind, beschränkt sich in der Regel auf bestimmte Perioden im Frühjahr und Herbst und ist dabei stets mit einer Sauerstoffanreicherung des Roßschwemmenwassers verbunden, während die teilweise hohe Konzentration zugleich anwesender Verschmutzungsstoffe (insbesondere Ammoniak) ohne erkenntlichen Einfluss auf die Verbreitung dieser Arten bleibt. Wie aus dem Saproспекtrum der Roßschwemme hervorgeht, reichen diese Veränderungen im Artenbestand des Gewässers jedoch nicht aus, um den Saprobitätscharakter der Biozönose wesentlich zu beeinflussen.

Schwierigkeiten entstehen bei der Verwendung des hymenostomaten Ciliaten *Lembus pusillus* als Leitform der α -mesosaproben Zone, wie sie von LIEBMANN (1951) im rev. Saprobiensystem angegeben wird. Diese Art wird wiederholt und in grösserer Anzahl bei sehr starker Verschmutzung und bei Abwesenheit von Sauerstoff angetroffen. Für die sehr starke Anpassungsfähigkeit dieser Art an intensive Verschmutzung und Anaerobiose sprechen auch die Befunde von YAKIMOFF und KOLPAKOFF (1921, 1922), HOARE (1927) und WATSON (1946), welche diese wiederholt in Faeces unter anaeroben Bedingungen vorfinden und sie als typisch koprophil bezeichnen.

d) Typ Fließsgewässer, stark verunreinigt (Allachbach)

Der Allachbach stellt ein kleines Fließsgewässer dar, das im Südwesten Straubings entspringt und das Stadtgebiet von Straubing von Westen kommend durchfließt. Für die vorliegenden Untersuchungen wurde eine Probeentnahmestelle ausgewählt, die am westlichen Stadtrand liegt. Der Allachbach befindet sich hier noch in seinem natürlichen, unbefestigten Bett und fließt dabei auf einer mächtigen, wasserundurchlässigen LÖB- und Auelehmschicht. Das Bachbett weist an der Untersuchungsstelle eine Breite von 1,7 m auf, und zeigt einen breit U-förmigen Querschnitt. Die Wassertiefe beträgt bei Niederwasserführung durchschnittlich 25 cm. Die Bodenfacies wird von einer Kiesschicht gebildet, auf der sich häufig in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit lehmiges bis toniges Sediment ablagert, das meist stark mit organischen Stoffen angereichert ist.

Wasserführung und Strömungsverhältnisse: Der bereits angegebene Wasserstand bei mittlerer Wasserführung erweist sich im Untersuchungszeitraum als wenig beständig. Es treten häufig Hochwasserperioden auf, die zum Teil mit beträchtlichen Überschreitungen des Normalwasserstandes von 25 cm verbunden sind. Als periodisch wiederkehrend muss das im Spätwinter bei der Schneeschmelze auftretende Hochwasser angesehen werden; doch führen auch stärkere Regenfälle oder Tauwetterperioden schnell zu einem Ansteigen des Pegels auf 40-50 cm. Ungewöhnliche Höhe erreicht

das Hochwasser im Juni und Juli 1954 mit einem Pegelstand von 1,7 m. Deutlich beeinflussen auch längere Trockenheitsperioden die Wasserführung des Baches, wobei der Pegel bis auf 18 cm absinken kann.

Die Fliessgeschwindigkeit beträgt an der Untersuchungsstelle bei geradlinigem Verlauf des Baches 0,3 m/sec., gemessen an der Oberfläche bei mittlerer Niederwasserführung. Sie steigt bei Hochwasser bis zu etwa 0,6 m/sec. an und führt dann regelmässig zu starken Ausräumungen des Bachbettes, von denen meist die Schlammablagerungen mit ihrer Mikroflora und Mikrofauna erfasst werden.

Die Strömungsart des Baches muss als mässig turbulent mit kleinen Wirbel- und Walzenbildungen an Unebenheiten des Bachbettes bezeichnet werden. Der Umfang der Turbulenz gewährleistet in allen Teilen des Baches eine gute Durchmischung des Wasserkörpers.

Temperatur: In seinem Temperaturverhalten entspricht der Allachbach dem Typ eines sommerwarmen Baches mit einer Temperaturamplitude von 0-25°C. Bei länger anhaltenden Kälteperioden kommt es regelmässig zur Ausbildung einer Eisdecke.

Lichtklima: Das Allachbachwasser besitzt immer eine stärkere Eigenfärbung, die sich zwischen braun und gelbbraun bewegt. Bei Hochwasserführung des Baches überwiegen gelbliche Trübungen durch suspendierte oder kolloidal gelöste Lehm- und Tonpartikelchen. Die Sichttiefe bleibt durchschnittlich auf 20 cm beschränkt.

Verunreinigung: Eine Verunreinigung des Allachbaches erfolgt durch häusliche Abwässer aus einer Siedlung mit 680 Einwohnern. Diese Abwässer durchfliessen vor ihrer Einleitung in den Vorfluter Allachbach eine 3-kammerige Abwasserfaulgrube mit einem Nutzinhalt von 144 ebm und münden 150 m oberhalb der Untersuchungsstelle in den Bach. Das Abwasser, das aus einem Betonrohr in den Bach einfliesst, bildet auf einer Strecke von 50 m ein schmales Abwasserband.

Chemismus des Gewässers

(siehe Tafel)

pH-Wert: Die pH-Werte zeigen im Untersuchungszeitraum unregelmässige, kleine Schwankungen bei einer Amplitude von pH 7,1 - 7,6, wobei Werte um 7,4 überwiegen. Ein stärkeres Absinken der Wasserstoffionenkonzentration zeigt sich stets bei Hochwasserführung des Baches.

Karbonathärte: Die Karbonathärte besitzt im Untersuchungszeitraum eine Schwankungsbreite von 16,5-18,5 (KH)^{°d} bei einem Überwiegen von Härtegraden zwischen 17,3-17,9. Ausnahmsweise können bei starker Hochwasserführung des Baches die Werte vorübergehend bis auf 5,8 (KH)^{°d} absinken.

Sauerstoffgehalt und Sauerstoffzehrung in 48 Stunden: Durch geringe Tiefe des Baches und die ständige Bewegung seiner Wassermassen sind günstige Bedingungen für die Sauerstoffaufnahme des Gewässers aus der Atmosphäre geschaffen, das im Untersuchungszeitraum stets grössere Mengen an im Wasser gelösten Sauerstoff aufweist. Als untere Grenze wird dabei ein Sauerstoffgehalt von 3,5 mg/l O₂ im Monatsdurchschnitt festgestellt, als niedrigste Sauerstoffkonzentration bei Einzeluntersuchungen ergibt sich ein Gehalt von 2,4 mg/l O₂. In der Regel überwiegen jedoch Sauerstoffkonzentrationen zwischen 4 und 10 mg/l O₂. Der absolute Sauerstoffgehalt liegt in der Mehrzahl der Fälle unter dem temperatur- und höhenlagenabhängigen Sättigungswert des Wassers. Im allgemeinen finden sich in den Winter-, Spätherbst- und Frühjahrsmonaten - wohl in Abhängigkeit von temperaturabhängigem Lösungsvermögen des Wassers - höhere Sauerstoffwerte als im Sommer und Frühherbst.

Der Umfang der Sauerstoffzehrung in 48 Stunden nimmt regelmässig in den Frühjahrsmonaten merklich zu und erreicht im Sommer und Herbst fast durchwegs 100 % des Anfangssauerstoffgehaltes. Sie sinkt dann in der Regel im Spätherbst, Winter und zeitigen Frühjahr auf durchschnittlich 30-60 % des Anfangssauerstoffgehaltes ab.

Oxydierbarkeit: Die Höhe der Oxydierbarkeit weist im jahreszeitlichen Abkurf kleinere unperiodische Schwankungen auf bei einer Amplitude von 17-44 mg/l KMnO_4 Verbrauch.

Ammoniak: Bei allen Probeentnahmen im Untersuchungszeitraum ist im Allachbachwasser Ammoniak (NH_4) in grösseren Mengen nachzuweisen bei einer Schwankungsbreite der monatlichen Mittel von 0,25-5,5 mg/l NH_4 . In der Regel sind die Ammoniakkonzentrationen im Sommer und Herbst höher (5,5-2,2 mg/l NH_4) als im Winter und Frühjahr (0,25-1,8 mg/l NH_4).

Nitrit und Nitrat: Nitrit kann im Allachbach regelmässig nachgewiesen werden und bewegt sich in einer Grössenordnung von 0,1-0,6 mg/l N_2O_3 . Gewöhnlich finden sich hohe Nitritwerte zugleich mit hohen Ammoniakwerten und geben damit einen Hinweis auf die Oxydation des Ammoniakstickstoffes, die über die mittlere Oxydationsstufe des Nitrits verläuft.

Das Allachbachwasser zeichnet sich im Untersuchungszeitraum durch stark wechselnde Konzentrationen an Nitrat aus, die keinerlei Periodizität erkennen lassen. Die untere Grenze des Nitrats liegt bei 4,5 mg/l N_2O_5 , die obere bei 24 mg/l N_2O_5 , wobei Werte zwischen 5 und 10 mg überwiegen.

Phosphat: Der Phosphatgehalt des Gewässers unterliegt nur geringfügigen Schwankungen und ist oft über Monate hinaus stabil. Die Phosphatkonzentrationen bewegen sich im Durchschnitt zwischen 0,5 und 0,8 mg/l P_2O_5 bei einer Gesamtamplitude von 1,0 bis 0,5 mg/l P_2O_5 . Die Schwankungen sind unperiodisch.

Schwefelwasserstoff: Das Vorkommen von Schwefelwasserstoff im Untersuchungsbereich und im Untersuchungszeitraum kann chemisch nicht nachgewiesen werden.

Die jahreszeitlichen Veränderungen in Fauna und Flora des Gewässers

Die in wesentlichen Zügen übereinstimmende Fauna und Flora der Strukturteile Ufer und Grund ermöglichen eine zusammenfassende

Darstellung dieser Regionen des Baches für den Untersuchungszeitraum. Die im sog. Bachplankton - von PLESKOT (1949) als Rheoplankton bzw. Rheotripton bezeichnet - angetroffenen Formen tragen keine Merkmale der Eigenständigkeit. Sie entstammen den Strukturteilen des Ufers und Grundes oder es handelt sich dabei um eingeschwemmte Formen aus Teichen des Einzugsgebietes des Allachbachs. Aus diesem Grunde können im Folgenden die Untersuchungsergebnisse aus den "Planktonproben" ebenfalls zusammen mit den Befunden aus der Grund- und Uferleseprobe behandelt werden.

Sommer und Herbst 1953: Bei den Voruntersuchungen im August finden sich als dominante Formen zahlreiche flutende Büschel und Zotten der Grünalge *Oedogonium*; an höherer Wasserflora am Ufer (*Bidens*, *Myosotis*) haften als Aufwuchs zahlreiche Fäden der farblosen Schwefelbakterie *Thiothrix nivea*, während im Schlamm des Ufers solche von *Beggiatoa alba* überwiegen. Die Ciliatenfauna setzt sich vornehmlich aus den Arten *Paramecium caudatum*, *Spirostomum teres* und *Tachysoma pellionella* zusammen. Verbreitet ist auch das Rotator *Rotifer neptunius*.

Im September ergeben sich Veränderungen im Artenbestand durch das stärkere Hervortreten von Populationen der Ciliaten *Frontonia leucas*, *Hemiphrys fusidens* und *Vorticella convallaria*. In diesen Zeitraum fällt auch eine kurzzeitige starke Vermehrungsphase des Ciliaten *Uronema marinum*. Häufigstes Rädertier ist *Rotifer vulgaris*.

Ende September macht sich eine deutliche Rückbildung der *Oedogonium*büschel bemerkbar und Anfang Oktober kleidet das Abwasserbakterium *Sphaerotilus natans* innerhalb von wenigen Tagen dicht das Bachbett aus und bildet raumäquivalent dort Zotten aus, wo ursprünglich *Oedogonium* zu finden war. Das Wachstum von *Sphaerotilus natans* währt mit wechselnder Intensität bis Januar und ist häufig von starken "Pilztreiben" begleitet. Zu gleicher Zeit kommt es in den strömungsstillen (lenitischen) Bereichen des Ufers zu stärkeren Schlammsedimentationen, auf denen sich vor allem im Oktober und November Kolonien von *Stentor coeruleus* und *Stentor polymorphus* ansiedeln, zum Teil im Verein mit

den schlammbewohnenden Clitellaten *Limnodrilus spec.* und *Tubifex*. Mit dem üppigen Auftreten von *Sphaerotilus natans* erfährt die Ciliaten-Fauna merkliche Umschichtungen. Beherrschende Art wird *Colpidium colpoda*, vergesellschaftet mit ebenfalls starken Populationen von *Aspidisca lynceus* und *Chilodonella cucullata*.

Die Makrofauna setzt sich neben den bereits erwähnten Clitellaten überwiegend zusammen mit dem Egel *Helobdella stagnalis*, den Copepoden *Cyclops spec.* und aus den Larven von Orthocladinen und *Simulium*.

Winter 1953/54: Wie bereits angeführt, dauert das *Sphaerotilus* Wachstum bis Mitte Januar. Hier erfolgt dann eine bis März anhaltende starke Vereisung des Baches mit Ausbildung einer bis 30 cm dicken Eisdecke. Gleichzeitig ist damit ein wesentlicher Rückgang der *Sphaerotilus*bestände verbunden. Die Zusammensetzung der Fauna - vornehmlich aus Ciliaten bestehend - ist bis zu diesem Zeitpunkt, abgesehen von Fluktuationen in den Populationsdichten und einem sporadischen Auftreten von *Lemna pusillus* unverändert.

In den folgenden Wochen bis März muss dann unter der massiven Eisdecke allgemein eine Abnahme der Besiedlungsdichte der Zoo- und Phytoorganismen festgestellt werden, während zugleich auch die Artenmannigfaltigkeit reduziert wird. Häufigste Formen sind dabei die Ciliaten *Aspidisca lynceus*, *Chilodonella cucullata* und am Gewässergrund auch *Colpidium colpoda*.

Frühjahr 1954: Die Frühjahrsentwicklung ist gekennzeichnet durch die üppige Entfaltung einer Kieselalgenflora, die sich in der zeitlichen Reihenfolge ihrer Maximas zusammensetzt aus den Arten *Gyrosigma attenuatum*, *Cymatopleura solea* var. *apiculata*, *Suriella ovata*, *Nitzschia palea*, *Synedra ulna*, *Navicula cuspidata* und *Nitzschia acicularis*.

Im April vermehrt sich vor allem am und im Uferschlamm der grüne Flagellat *Euglena* dieses ausserordentlich stark. Er erreicht dabei ein erstes Maximum Anfang Mai, dann erfolgt ein kurzer Abfall der Populationsdichte. Diese steigt aber Anfang Juni zu einem 2. Maximum an, das bis Ende Juni währt. Parallel dazu gelan-

gen die Flagellaten *Chroomonas nordstedtii* im April und *Euglena spec.* im Mai und Juni zu starken Entwicklungsschüben.

Im gleichen Zeitraum besteht auch schwächeres Wachstum von *Sphaerotilus natans*, der kleine Büschel vor allem in strömungsbegünstigten Partien des Baches ausbildet und in dieser Entwicklungsphase regelmässig dicht von Kieselalgenaufwuchs besetzt ist. Im Mai erfolgt dann auch stärkeres Wachstum des Schwefelbakteriums *Beggiatoa alba* und der Blaualge *Oscillatoria chlorina*.

Umgestaltungen der Ciliatenfauna ergeben sich durch die allmähliche Abnahme der in den Herbst- und Wintermonaten dominierenden Arten *Aspidisca lynceus*, *Chilodonella cucullata*, während sich dagegen die Arten *Paramecium caudatum* und *Spirostomum teres* wieder in den Vordergrund schieben. Vorübergehend erreichen die Ciliaten *Urostyla weissei* im Mai und *Colpidium colpoda* im Juni stärkere Verbreitung.

Das Rheoplankton besteht überwiegend aus den Ufer- und Grundregion siedelnden Kieselalgen und dem Flagellaten *Euglena spec.*

Die Makrofauna entspricht wieder dem Artenbestand wie er im Sommer und Herbst 1953 vorhanden war.

Sommer 1954: Das Ende Juni vorliegende Bild des biologischen Zustandes entspricht weitgehend den Verhältnissen, wie sie in den Spätführjahrsuntersuchungen angegeben wurden. So finden sich noch vereinzelt Fäden von *Sphaerotilus natans*. *Euglena spec.* ist sehr häufig. Das Wachstum der Grünalge *Oedogonium spec.*, das Mitte Juni einsetzte, ist weiter fortgeschritten und die Alge bildet am Ende des Monats bereits lange flutende Zöpfe am Ufer und Grund.

Durch die ungewöhnlich hohen Niederschlagsmengen im Juni und Juli kommt es zu einer überdurchschnittlich starken Hochwasserführung des Allachbaches, die von Ende Juni bis Mitte Juli währt und mit umfangreichen Ausräumungen des Baches verbunden ist. Die erste Untersuchung unmittelbar nach Abklingen der Flutwelle zeigt eine ausgeprägte Arten- und Individuenarmut.

Im August und September stabilisieren sich dann die biologischen Verhältnisse wieder und die sich ausbildende Lebensgemeinschaft

trägt ähnliche qualitative Merkmale wie die im Juni. So bildet *Euglena* dieses wiederum intensiv grüne Säume am Ufer, die sich dann jedoch im September zurückbilden. Sehr grosse Ausdehnung erlangt auch *Oscillatoria chlorina*, die Ufer und Grund dicht überzieht. Die Grünalge *Oedogonium* zeigt ebenfalls wieder lebhaftes Wachstum.

Die Ciliatenfauna zeichnet sich aus durch das Überwiegen von *Uronema marinum* und *Tachysoma pellionella*; geringere Artdichte besitzen die Formen *Chilodonella cucullata*, *Colpidium colpoda*, *Frontonia leucas*, *Paramecium caudatum* und *Spirostomum teres*.

Herbst 1954: Der gesamte Zeitabschnitt ist gekennzeichnet durch die starke Entfaltung von *Sphaerotilus natans*, wobei zeitweilig umfangreichere "Pilztreiben" auftreten. Verbunden damit ist wiederum eine Ciliatenfauna, die sich zusammensetzt aus den Arten *Aspidisca lynceus*, *Chilodonella cucullata*, *Colpidium colpoda*, *Paramecium caudatum*, *Tachysoma pellionella*, *Trochilia spec.* und *Uronema marinum*. In den strömungsstillen Bereichen der Uferzone bilden sich wieder Kolonien von *Stentor polymorphus* und *Stentor coeruleus*.

Die Makrofauna ist unverändert.

Winter 1954/55: Die Winterperiode weist eine beträchtliche Unbeständigkeit der Wasserführung auf. So kommen darin 3 gut unterscheidbare Hochwasserphasen zur Geltung.

Ende Dezember kommt eine erste schwächere Hochwasserwelle zur Auswirkung, die stärkere Verlagerungen des Sediments auslöst. *Sphaerotilus natans* ist zu diesem Zeitpunkt nur mehr schwach entwickelt und zeigt keine frische Wachstumsspitzen mehr. Allgemein wird eine Abnahme der Besiedlungsdichte bei gleicher Artenverteilung ausgelöst.

Mitte Januar wird durch plötzliche Schneeschmelze eine weitere Hochwasserwelle ausgelöst. Die *Sphaerotilus*bestände verschwinden vollkommen. Auch die Ciliatenfauna besitzt mit den Arten *Aspidisca lynceus*, *Chilodonella cucullata*, *Lembus pusillus*, *Tachysoma pellionella* und *Uronema marinum* nur mehr geringen Umfang.

Eine 3. Hochwasserphase bildet sich Anfang Februar aus. Es erfolgt dabei eine vollständige Ausräumung des Bachbettes mit weitgehender Abtragung und Vernichtung der Makro- und Mikroorganismen.

Ende Februar wird wieder ein Normalwasserstand erreicht. Zugleich wird wieder schwaches Wachstum von *Sphaerotilus natans* beobachtet.

Stabilere biologische Verhältnisse liegen dann Anfang März vor. An Ciliaten stellen sich wieder die Arten *Aspidisca lynceus*, *Chilodonella cucullata*, *Colpidium colpoda*, *Tachysoma pellicionella* und *Uronema marinum* mit grösserer Häufigkeit ein.

Frühjahr 1955: Die regelmässigen Untersuchungen des Allachbaches enden mit einer Probeentnahme im März. Hierbei treten in typischer Weise schon wieder Diatomeen der Arten *Cymatopleura solea*, *Surirella ovata* und *Synedra ulna* in Erscheinung bei sonstiger qualitativer Übereinstimmung mit den Verhältnissen am Beginn des März.

Weitere Probeentnahmen, die im Laufe des Mai durchgeführt werden, ergeben wie im Vorjahr eine maximale Entfaltung der Kieselalgen, wobei die Arten *Synedra ulna*, *Nitzschia palea*, *Nitzschia scicularis*, *Navicula cryptocephala* und *Cymatopleura solea* dominieren. In Abweichung von den Verhältnissen im Jahre 1954 fehlt *Euglena deses*; in räumlicher Vikerianz findet sich dafür die Cyanophyce *Oscillatoria princeps*. Die Ciliatenfauna bestimmen die Arten *Paramecium caudatum*, *Chilodonella cucullata*, *Colpidium colpoda*, *Euplotes patella* und *Uronema marinum*.

Für den sommerlichen Gewässerzustand ist wiederum die weite Verbreitung der Grünalge *Oedogonium* typisch.

Die auf Grund einiger Probeentnahmen im April 1956 gewonnenen Faunen- und Florenlisten entsprechen in ihrer qualitativen und quantitativen Zusammensetzung in wesentlichen Merkmalen denen der Jahre 1954 und 1955 unter Berücksichtigung der gleichen Jahreszeit.

Zusammenfassende Betrachtung über die Ökologie
des Gewässers und seiner Bewohner

Zum Unterschied von den bisher angeführten stehenden Gewässern mit geringfügigen temperaturabhängigen Konvektionsströmungen liegt mit dem Allachbach ein typisches Fließgewässer vor in dem mit einer Strömungsgeschwindigkeit von 0,3 m/sec beträchtlich mechanische Wirkungen zur Geltung kommen.

Eine hemmende Funktion der Strömung wird vor allem am Gewässeruntergrund deutlich, wo durch laufende Umschichtungen am Sediment ständig Lebensräume von Mikroorganismen zerstört und letztere dann abgetragen werden. Regelmässig sind diese Formen im Bachplankton nachzuweisen. Besonderen Umfang nehmen diese Vorgänge bei Hochwasserführung des Baches mit erhöhter Fließgeschwindigkeit an, wodurch starke Ausräumungen und Verarmungen des Baches an Mikroorganismen hervorgerufen werden.

In geringerem Umfang wirkt sich die Strömung auch auf die räumliche Verteilung der Arten aus durch das Bestehen von strömungsschwachen Bezirken an Ufer, die deutlich von den sessilen Strudlern *Stentor coeruleus* und *Stentor polymorphus* bevorzugt werden. Beschränkt gilt dies auch für die relativ grossen Ciliaten *Fron-tonia leucas* (400-600 μ) *Spirostomum ambiguum* (1-3 mm), *Spirostomum teres* (400 μ) und *Stylonychia mytilus* (300 μ), die ihre Hauptverbreitung in der Uferzone besitzen.

In seinen abiotischen Bedingungen ist der Allachbach weiter gekennzeichnet durch eine unmittelbar sich auswirkende Verschmutzung durch nur mechanisch vorgeklärte häusliche Abwässer. Sie wird chemisch erfassbar im hohen Gehalt des Bachwassers an Stickstoff- (Nitrat, Nitrit, Ammoniak) und Phosphorverbindungen, sowie im Sauerstoffhaushalt des Baches. Die chemischen Kennzahlen erweisen sich im jahreszeitlichen Wechsel als relativ stabil. Lediglich bei starker Erwärmung und niederer Wasserführung des Gewässers in den Sommer- und Herbstmonaten wird ein Ansteigen des Ammoniakgehaltes und der Sauerstoffzehrung in 48 Stunden, sowie eine Abnahme des absoluten Sauerstoffgehaltes verzeichnet. Im Zusammenhang mit der eutrophierenden Wirkung der Strömung

(RUTTNER 1926) ergeben die durch die Verschmutzung bedingten günstigen Konzentrationen von Nährsalzen (Nitrat, Nitrit, Ammoniak und Phosphat) eine hohe Fruchtbarkeit des Baches, die nach den jahreszeitlichen Bedingungen durch Diatomeen, Chlorophyceen, autotrophe Flagellaten oder Cyanophyceen gebildet wird.

Ein Vergleich der verschiedenen Untersuchungsjahre ergibt im Allachbach das Vorhandensein von typischen biologischen Zustandsphasen, die sich im jahreszeitlichen Wechsel zyklisch und periodisch wiederholen. Sie lassen sich einteilen und beschreiben nach ihren typischen und dominanten floristischen Komponenten in eine:

1. Kieselalgen - Sphaerotilus Phase im Frühjahr.
2. Grünalgen (Oedogonium) Phase im Frühsommer und Frühherbst.
- 2a. Blaualgen (Oscillatoria chlorina) - Schwefelbakterien Phase im Hochsommer.
3. Sphaerotilus natans Phase im Herbst und Frühwinter.

Die Ausbildung dieser typischen, gut abgrenzbaren, biologischen Zustandsphasen kann nur im Falle der Oscillatoria chlorina - Schwefelbakterienvergesellschaftung mit den unmittelbaren Veränderungen im Gewässerchemismus (= Zunahme der Verschmutzung) in Zusammenhang gebracht werden. Dagegen ergibt für die anderen Phasen das Verhalten der chemischen Faktoren keine Anhaltspunkte, von denen die Veränderungen des biologischen Bildes abgeleitet werden könnten. Vielmehr müssen für diesen Wechsel als verursachende Faktoren wohl Veränderungen in den physikalischen Bedingungen, wie der Strahlungs- und Temperaturverhältnisse angenommen werden.

Besonders breiten Raum im biologischen Geschehen des Allachbaches nehmen vor allem die Wachstumsphasen des Fadenbakteriums Sphaerotilus natans ein. Über die Faktoren, die für die Wachstumsauslösung von Sphaerotilus natans maßgebend sind, können auf Grund der Konzentrationen und des Verhältnisses der analysierten, im Bachwasser enthaltenen chemischen Stoffe keine Aus-

sagen gemacht werden, denn die Konzentrationen dieser Stoffe (Nitrat, Nitrit, Ammoniak und Phosphat) zeigen im Zeitraum des Sphaerotiluswachstums keine anderen Verhältnisse als in Phasen, in denen Sphaerotiluswachstum fehlt.

Als auffallendes Merkmal im Allachbach muss jedoch die Beobachtung gewertet werden, dass Sphaerotilus sich streng periodisch im Herbst ausbreitet, wenn die Temperaturen stärker absinken (unter 10°C). Bei sehr niederen Temperaturen unter 1°C kann im Allachbach ebenfalls kein Sphaerotiluswachstum mehr festgestellt werden.

Nach LIEBMANN (1951) sind der Sphaerotiluszotte eine Anzahl von typischen Organismen zugeordnet, die zusammen charakteristische Lebensgemeinschaften der Sphaerotiluszotte bilden. Als typische Vertreter der Sphaerotilus-Lebensgemeinschaften betrachtet ders. vor allem die Ciliatenarten Chilodonella cucullata, Colpidium colpoda, Glaucoma pyriformis, Glaucoma scintillans, Paramecium putrinum und Tillina magna sowie das Rotator Rotifer vulgaris.

Nach den vorliegenden Untersuchungen im Allachbach werden von diesen Arten regelmässig Colpidium colpoda, Chilodonella cucullata und Rotifer vulgaris in oder an der Sphaerotiluszotte angetroffen.

In geringerer Anzahl finden sich gelegentlich auch Glaucoma scintillans und Glaucoma pyriformis. Besonders auffallend wird dabei das Verhalten des hymenostomaten Ciliaten Colpidium colpoda, der eine sehr enge Bindung an die Sphaerotiluszotte aufweist. In 2 zeitlich deutlich voneinander getrennten Entwicklungsphasen löst eine starke Entfaltung von Sphaerotilus natans sukzessiv eine starke Populationsdichtezunahme von Colpidium colpoda an Ufer und Grund aus, während beim Fehlen von Sphaerotilus natans Colpidium colpoda in der Regel nur über eine bedeutend geringere Artdichte verfügt oder völlig fehlt.

Aus der Populationsdichte wird auch ein ähnlicher Zusammenhang erkennbar zwischen Sphaerotilus natans und einem kleinen (15-30µ) hypostomaten Ciliaten der Gattung Trochilia.

Die Frage nach der Ursache dieser Bindung ("Biozönotischer

Konnex" FRIEDRICHS 1930, TISCHLER 1959) kann auf Grund der Freilandbeobachtungen nicht eindeutig geklärt werden. Grosse Wahrscheinlichkeit besitzt jedoch die Annahme, dass die Bindung ernährungsphysiologischer Natur ist, denn beide Arten sind typische Bakterienfresser, denen Sphaerotilus bei seinem Zerfall ein gutes Nährsubstrat bietet.

Ein unterschiedliches Verhalten zeigt dagegen die Art *Chilodonella cucullata*, die zwar regelmässig an der Sphaerotilusflocke gefunden wird, deren Entwicklungshöhepunkte aber keineswegs mit der des Sphaerotiluswachstums zusammenfallen.

Abweichend von den Arten, die LIEBMANN (1951) als typisch für die Sphaerotilus-Lebensgemeinschaften angibt, wird im Allachbach regelmässig und mit grosser Häufigkeit der Ciliat *Aspidisca lynceus* mit Sphaerotilus vergesellschaftet vorgefunden, dessen Entwicklung aber ebenso wie bei *Chilodonella cucullata* nicht an das gleichzeitige Vorhandensein dieses Abwasserbakteriums gebunden ist. Die Art wird vornehmlich an Schlammflocken (Sphaerotilusflocken) kletternd beobachtet, wobei sie Bakterien als Nahrung aufnimmt. Eine von STEINMANN-SURBECK (1918) angegebene Ernährung von Diatomeen kann im Allachbach selbst bei einem gleichzeitigen starken Auftreten derselben nie beobachtet werden.

Der für das Frühjahr typischen Kieselalgen-Sphaerotilusphase ist in der Regel eine Fauna zugeordnet, die aus den von LIEBMANN als typisch für die Sphaerotilus-Lebensgemeinschaften bezeichneten Arten *Chilodonella cucullata*, *Colpidium colpoda* und *Rotifer vulgaris* besteht und die durch die Ciliatenarten *Aspidisca lynceus*, *Paramecium caudatum*, *Tachysoma pellionella*, *Trochilia spec.*, *Stylonychia mytilus* und *Uronema marinum* ergänzt wird.

Bei der sommerlichen Grünalgenphase überwiegen dagegen die Ciliatenarten *Frontonia leucas*, *Spirostomum teres*, *Paramecium caudatum* und *Uronema marinum*. Die Oedogoniumphase (= Grünalgenphase) weist nicht diese Geschlossenheit des Bildes auf, wie die anderen biologischen Zustandsphasen des Baches, denn es lagern

sich in sie teilweise starke Entfaltungen von grünen Flagellaten der Arten *Euglena deses* und *Chroomonas nordstedtii* ein, denen jedoch in einem mehrjährigen Beobachtungszeitraum das Merkmal der periodischen Wiederkehr fehlt.

Im Hochsommer kommt es dann in der Regel durch stärkere Verschmutzung des Baches zu merklichen Rückbildungen der Oedogoniumbestände unter weissgrauer Verfärbung dieser Chlorophyceen, während sich gleichzeitig die saprophytische Blaualge *Oscillatoria chlorina* und die Schwefelbakterien der Arten *Beggiatoa alba* sowie *Thiothrix nivea* stärker entwickeln.

In der Winterfauna des Baches überwiegen beim Fehlen einer typischen Flora die Ciliaten *Aspidisca lynceus*, *Chilodonella cucullata*, und *Lembus pusillus*.

Saprobität des Gewässers

Der Durchschnitt der chemischen Analysen im Untersuchungszeitraum kennzeichnen den Allachbach im Bereich der Untersuchungsstelle als ein Gewässer mit Bedingungen, wie sie etwa denen der α -mesosaproben Zone entsprechen. Sie ergeben sich aus der ständigen Anwesenheit von im Wasser gelösten Sauerstoff und einer Sauerstoffzehrung in 48 Stunden, die sich durchschnittlich zwischen 40-60 % bewegt. Als weiteres Merkmal findet sich ein stets höherer Gehalt des Wassers an Ammoniak und Nitrit, die auf die noch nicht geschlossenen Oxydationsvorgänge an organischer Substanz hinweisen.

Jedoch ergeben sich jahreszeitlich gebundene Schwankungen des Saprobitätszustandes, wobei das Gewässer sowohl mehr zu polysaproben als auch zu β -mesosaproben Verhältnissen tendieren kann. Im allgemeinen bringen die hochsommerlichen und teilweise auch noch die frühherbstlichen Verhältnisse mit hohen Wassertemperaturen und allgemein schlechter Wasserführung eine wahrnehmbare Zunahme der Verschmutzung mit sich, die besonders im Ansteigen des Ammoniakgehaltes und der Sauerstoffzehrung in 48 Stunden bis zu 100 % des Anfangssauerstoffgehaltes erfassbar wird, während teilweise auch der absolute Sauerstoffgehalt des Wassers abnimmt.

Tiefe Wassertemperaturen und meist gute Wasserführung im Winter und Frühjahr ergeben bei hohem Sauerstoffgehalt und gleichzeitiger Abnahme der Sauerstoffzehrung bis zu 30 % des Anfangssauerstoffgehaltes sowie dem Absinken der Ammoniakkonzentrationen ein günstigeres Bild im Sinne einer Verschmutzungsabnahme des Gewässers. Untypisch und wenig aufschlussreich bleibt dagegen das Verhalten des Verschmutzungsindikators Oxydierbarkeit. Gänzlich unbeeinflusst von der wechselnden Verschmutzung des Allachbachs im jahreszeitlichen Ablauf zeigen sich die pH-Werte.

Das biologische Gesamterscheinungsbild des Allachbaches steht im wesentlichen im Einklang mit der durch die chemischen Bedingungen charakterisierten Saprobität des Gewässers. Wie aus dem Saprospektrum des Gewässers deutlich wird, überwiegen den grössten Teil des Jahres α -mesosaprobe Leitformen des revidierten Saprobiensystems. Sie setzen sich zusammen aus den Kieselalgen *Navicula cryptocephala*, *Nitzschia palea*; aus der Jochalge *Closterium acerosum* und aus den Ciliaten *Chilodonella cucullata*, *Paramecium caudatum*, *Prorodon teres*, *Spirostomum ambiguum*, *Stentor coeruleus*, *Uronema marinum*, *Urostyla weissei* und *Vorticella convallaria*. Das Abwasserbakterium *Sphaerotilus natans* muss auf Grund seiner Vergesellschaftung mit überwiegend α -mesosaprobe Arten im Allachbach ebenfalls als α -mesosaprob angesprochen werden. Von Bedeutung für die Beurteilung des Saprobitätsgrades des Gewässers erweist sich auch der Egel *Helobdella stagnalis*, der von SRAMEK-HUSEK (1956) als Leitform der α -mesosaprobe Zone eingestuft wird und der im Allachbach als dominierende Form der Makrofauna zu allen Jahreszeiten auftritt.

Insgesamt entsprechen die angeführten Arten in ihrer Zusammensetzung und Vergesellschaftung unter Berücksichtigung der im jahreszeitlichen Wechsel auftretenden biologischen Zustandsphasen, wie sie im vorhergehenden Abschnitt ausführlich geschildert wurden, typischen Lebensgemeinschaften der α -mesosaprobe Zone fliessender Gewässer.

Besonders in den Frühjahrsmonaten verstärkt sich vorübergehend der Anteil von β -mesosaprobe Arten in der Zusammensetzung der

Biozönosen, vor allem durch die starke Entwicklung der Kieselalgenarten *Cymatopleura solea*, *Navicula cuspidata*, *Nitzschia acicularis*, *Pinnularia viridis* und *Synedra ulna*, wobei letztere Art bevorzugt als Aufwuchsform an *Sphaerotilus natans* festgestellt wird. Diese Entwicklung kommt auch im Saprosektrum des Allachbachs (Tafel 3) in der prozentualen Zunahme bzw. im Überwiegen (April 1954) des Anteils der B-mesosaproben Leitformen deutlich zum Vorschein.

Dagegen darf die Einstufung des Ciliaten *Aspidisca lynceus* als B-mesosaprobe Leitform auf Grund der Verbreitung dieser Art als revisionsbedürftig angesehen werden, wobei die Form im Allachbach die Phasen stärkerer Verschmutzung bevorzugt und sich zum Teil besonders stark in *Sphaerotilus*-beständen entwickelt und vermehrt. Dafür sprechen auch Befunde von LIEBMANN (1951), der die Art als sehr häufig in Belebtschlammbecken vorkommend bezeichnet, die in ihren Lebensbedingungen etwa der α -mesosaproben Zone natürlicher Gewässer entsprechen. Auch SRAMEK-HUSEK (1956) stuft *Aspidisca lynceus* als B-polysaprob bis α -mesosaprob ein.

Die in den Hochsommermonaten hervortretende Hinwendung zur Polysaprobität, die durch die erhöhten Wassertemperaturen und der damit verbundenen höheren Abbaugeschwindigkeit bei gleichzeitig geringer Wasserführung ausgelöst wird, ist biologisch durch das stark vermehrte Auftreten von Leitformen der polysaproben Zone gekennzeichnet. Diese Verhältnisse werden wiederum in Saprosektrum des Gewässers veranschaulicht durch das prozentuale Überwiegen von Polysaprobien bei einem gleichzeitigen Rückgang bzw. Fehlen der α -mesosaproben bzw. B-mesosaproben Leitformen. Als Leitformen der polysaproben Zone treten dabei die Cyanophyceen *Oscillatoria chlorina* und die Schwefelbakterien *Beggiatoa alba* und *Thiothrix nivea* in Erscheinung. Sie bilden in Vergesellschaftung mit vereinzelt auftretenden Faulschlammciliaten der Gattung *Metopus* und *Caenomorpha* eine typische Lebensgemeinschaft der polysaproben Zone.

e) Typ Fliessgewässer, schwach verunreinigt (Schanzlwegbach)
(siehe Tafel 4)

In den Rahmen der vorliegenden Untersuchungen über den jahreszeitlichen Wechsel der Lebensgemeinschaften und ihres Saprobilitätscharakters in verschmutzten Gewässern wird mit dem Schanzlwegbach noch ein Gewässer miteinbezogen, dem das Merkmal einer Primärverunreinigung, mit organisch fäulnisfähigen Abwässern fehlt. Das Ergebnis dieser Untersuchungen, das im Folgenden in gedrängter Form wiedergegeben wird, soll eine Vergleichsgrundlage schaffen zwischen dem Ablauf des jahreszeitlichen Wechsels in primär verschmutzten und unverschmutzten Gewässern.

Der Schanzlwegbach stellt ein Quellgewässer dar mit einer Gesamtlänge von 300 m; er besitzt eine durchschnittliche Tiefe von 30 cm und eine Fliessgeschwindigkeit von 8-10 cm/sec. an der Oberfläche. Die Bodenfacies wird von einer 15-20 cm starken, lockeren Detritusschicht gebildet, die im Bereich des Ufers und Grundes gleichermaßen stark ausgebildet ist. Sie ist überwiegend organischer Natur, entstammt der umfangreichen Eigenproduktion des Baches an tierischer und pflanzlicher Substanz und neigt unter entsprechenden Bedingungen zu intensiven Abbauprozessen, die sich bis zu lokalen oder ausgedehnteren Faulschlammbildungen steigern können. Das Temperaturverhalten des Schanzlwegbaches ist wesentlich beeinflusst durch die niedere Austrittstemperatur des Quellwassers. In seinem Gesamtverhalten entspricht das Gewässer mehr dem Typ eines sommerkaltten Baches mit einer jährlichen Schwankungsbreite seiner Temperatur von 4-15°C. Durch die gleichmässige Schüttung der Quellen und das geringe Einzugsgebiet des Baches ist seine Wasserführung sehr konstant. Das Wasser ist klar und die Durchsichtigkeit reicht stets bis zum Grund. In seinen chemischen Bedingungen erweist sich der Schanzlwegbach unmittelbar abhängig vom Chemismus des Quellwassers, dessen pH-Wert bei 7,4-7,5 liegt und das eine Karbonathärte von 16-18 (KH)°d besitzt. Der Sauerstoffgehalt des Wassers ist meist niedriger und liegt bei 3-7 mg/l O₂. Diese niederen Sauerstoffwerte sind durch den geringen Sauerstoffgehalt des Quellwassers und

seine kurze Laufzeit als Oberflächenwassers verursacht. Der Umfang der Sauerstoffzehrung in 48 Stunden liegt in der Regel zwischen 10 und 30 % des Anfangssauerstoffgehaltes. Gering ist auch der Gehalt des Bachwassers an oxydierbarer organischer Substanz bei einem durchschnittlichen Kaliumpermanganatverbrauch von 4 bis 10 mg/l. Ammoniak tritt in der Regel nur in den Sommermonaten in Mengen bis zu 0,2 mg/l NH_4 in Erscheinung, fehlt dagegen in den anderen Monaten des Jahres. Ungewöhnlich hoch sind dagegen durchwegs die Werte für Nitrat mit einer unteren Grenze von 24 mg/l N_2O_5 und einer oberen von 100 mg, wobei der Nitratgehalt des Bachwassers im Verlauf der Untersuchungen ständig ansteigt. Relativ hoch liegen auch die Konzentrationen für Phosphat im Bachwasser bei einem jährlichen Mittel von 0,7 mg/l P_2O_5 . Schwefelwasserstoff ist dagegen im freien Wasser des Schanzlwegbaches nie nachzuweisen.

Insgesamt ergeben sich aus den chemischen Kennzahlen des Schanzlwegbaches im jahreszeitlichen Ablauf Bedingungen wie sie für ein wenig verunreinigtes Gewässer typisch sind bei einem sehr geringen Gehalt an abbaufähiger organischer Substanz (geringe Oxydierbarkeit und Sauerstoffzehrung) und fortgeschrittener Oxydation und Mineralisierung der Stickstoff- und Phosphorverbindungen, worauf vor allem die hohen Nitrat- und Phosphatwerte und der geringe bis fehlende Ammoniakgehalt hinweisen. In ihrer Gesamtheit sind die chemischen Verhältnisse des Schanzlwegbaches vergleichbar mit den Bedingungen wie sie etwa in der β -mesosaproben Zone auftreten.

Biologisch ist das Gewässer durch eine sehr stark entwickelte Vegetation gekennzeichnet, die sich überwiegend aus höherer Wasserflora (*Scirpus*, *Callitriche*), Grünalgen (*Oedogonium*, *Vaucheria*) und Kieselalgen (*Navicula rhynchocephala*, *Fragilaria pinnata*, *Fragilaria virescens*, *Melosira varians*, *Meridion circulare* var. *constricta*, *Nitzschia acicularis*, *Synedra parasitica*, *Synedra ulna* und *Tabellaria fenestrata*) zusammensetzt und die in ihrer Mehrzahl aus Leitformen der β -mesosaproben Zone besteht. Die in der üppigen Vegetation zum Ausdruck kommende hohe Produktion und Fruchtbarkeit des Gewässers muss auf den bedeutenden

Nährsalzgehalt (Nitrat und Phosphat) des Bachwassers zurückgeführt werden.

In der Fauna des Baches treten die Mikroformen in Bezug auf Artenreichtum und Häufigkeit zurück. Besonders betroffen sind davon die Ciliaten, die hier nur mit den Arten *Coleps hirtus* und *Uroleptus pisseis* grössere Populationen bilden. Dagegen ist stets eine reichhaltige Fauna an Makroorganismen vorhanden, die sich teilweise in Nahrungsabhängigkeit von der üppig entwickelten Vegetation befindet. Sie setzt sich vor allem zusammen aus Ostracoden (*Cypris*), Copedoden (*Cyclops*, *Canthocamptus*), Phyllopoden (*Chydorus sphaericus*), Turbellarien (*Dendrocoelum lactum*, *Planaria torva*, *Polycelis nigra*) und Clitellaten (*Nais josinae*, *Stylaria lacustris*, *Lumbriculus variegatus*, *Glossiphonia complanata*, *Glossiphonia heteroclita*, *Herpobdella octocollata* und *Haemopsis sanguisuga*). Besonders breiten Raum in der Makrofauna des Schanzlwegbaches nimmt der Isopode *Asellus aquaticus* ein, der sowohl Ufer- als auch Grundregion des Baches gleichermaßen dicht besiedelt.

Im jahreszeitlichen Ablauf entspricht die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften im Schanzlwegbach überwiegend einer der B-mesosaproben Zone schwach fliessender oder stehender Gewässer. Im Saproспекtrum des Schanzlwegbaches (siehe Tafel 4) sind diese Verhältnisse anschaulich wiedergegeben. Danach überwiegt der Anteil der B-mesosaproben Arten in den einzelnen Untersuchungsmonaten des Jahres in der Regel eindeutig. Im einzelnen wird der B-mesosaprobe Charakter der Biozönosen besonders betont durch die Kieselalgenarten *Navicula rhynchocephala*, *Melosira varians*, *Nitzschia acicularis*, *Synedra ulna* und *Tabellaria fenestrata* sowie die Makroformen *Dendrocoelum lacteum*, *Stylaria lacustris* und *Cloëndipterum*. Im Zusammenhang mit der Biozönose sind nach LIEB-MANN (1951) auch die Arten *Chydorus sphaericus*, *Canthocamptus staphylinus* und *Glossiphonia complanata* zonentypisch. Besonders im Frühjahr gelangt regelmässig auch die oligosaprobe Kieselalge *Meridion circulare* zu weiterer Verbreitung.

In 2 Beobachtungsjahren kommt es gewöhnlich in den Sommer- bzw. Frühherbstmonaten zu einer ausgeprägten Wandlung der Biozönosen-

charaktere durch das stark vermehrte Auftreten von α -meso- und polysaprobien Leitformen des rev. Saprobien-systems bei gleichzeitiger Abnahme der β -mesosaprobien Mikroorganismen. Dieser Wechsel der Lebensgemeinschaften und ihres Saprobilitätscharakters wird im Saprospektrum des Schanzelwegbaches deutlich ausgedrückt, wobei die Dominanz der β -mesosaprobien Leitformen, wie sie für die Winter-, Frühlings- und Herbstmonate typisch ist, in den Sommermonaten aufgehoben und ersetzt wird durch eine solche von α -meso- und polysaprobien Formen. Besonders stark entwickeln sich dabei das farblose Schwefelbakterium *Beggiatoa alba* und die saprophytische Blaualge *Oscillatoria chlorina*. Teilweise sind damit die mehr qualitativ auffallenden, polysaprobien Faulschlammciliaten *Metopus es*, *Metopus spinosus*, *Epalxis striata*, *Plagiopylea nasuta* und auch die typisch α -mesosaprobien Ciliaten *Cyclidium ciliatum*, *Urocentrum turbo*, *Urotricha farcta*, sowie der nicht eingestufte heterotriche Ciliat *Spirostomum teres* vergesellschaftet.

Bei einer zusammenfassenden Betrachtung der physikalisch-chemischen und biologischen Vorgänge im Schanzelwegbach im jahreszeitlichen Ablauf entsprechen der Biotönosencharakter mit β -mesosaprobien Zustand wie er im Winter, Frühjahr und Herbst vorliegt dem im Gewässerchemismus erfassbaren Grad der Verschmutzung, der etwa β -mesosaprobien Verhältnissen entspricht. Dagegen läßt sich für die sommerlichen Verhältnisse kein kausaler Zusammenhang zwischen Saprobilitätscharakter der Lebensgemeinschaften und Gewässerchemismus (Verschmutzungsgrad) herstellen. Einen schwachen Hinweis auf eine Zunahme der Gewässerunreinigung, in den Sommermonaten gibt lediglich das geringfügige Auftreten von *Anno-* niden. Für die Zunahme der Verschmutzung im Sommer, wie sie biologisch im Wandel der Lebensgemeinschaften und ihres Saprobilitätscharakters deutlich wird, müssen höhere, temperaturabhängige (BOD-Regel) Abbauprozesse in der Bodenfacies des Baches verantwortlich gemacht werden, die jedoch auf Grund- und Uferschlamm des Gewässers beschränkt bleiben und den Chemismus des freien Wassers des Baches nur unwesentlich beeinflussen. Ihrem Wesen nach handelt es sich hierbei um eine Sekundärverschmutzung.

f) Diskussion der Untersuchungsergebnisse

Unter Berücksichtigung von qualitativen und quantitativen Merkmalen der Leitformenverteilung (Biozönosenzusammensetzung) ergeben sich für die einzelnen untersuchten Gewässer im jahreszeitlichen Wechsel typische Veränderungen der Saprobienstufen bzw. innerhalb der Saprobienstufe (Roßschwemme) welche in der folgenden Übersicht zusammengestellt sind:

	Frühjahr	Sommer	Herbst	Winter
Rainer Weiher:	B-Mesosaprobie α-Mesosaprobie	Polysaprobie	Polysaprobie α-Mesosaprobie	α-Mesosaprobie B-Mesosaprobie
Roß- schwemme:	Polysaprobie Tendenz zur α-Mesosaprobie	Polysaprobie	Polysaprobie	Polysaprobie
Allach- bach:	B-Mesosaprobie α-Mesosaprobie	Polysaprobie	α-Mesosaprobie	α-Mesosaprobie
Schanzl- wegbach:	B-Mesosaprobie Oligosaprobie	Polysaprobie α-Mesosaprobie	B-Mesosaprobie	B-Mesosaprobie

Auf Grund dieser Untersuchungen an 3 mit organisch faulnisfähigen Abfallstoffen verunreinigten Steh- und Fließgewässers verschiedener Struktur sowie einem primär unverschmutztem Fließgewässer kann ausgesagt werden, dass ein ausgeprägter jahreszeitlicher Wechsel der Biozönosen und im besonderen der Mikrobiozönosen unter Verschiebung bzw. Änderung des Saprobitätscharakters deutlich wird. Übereinstimmend ergibt sich in den 4 untersuchten Gewässern (Rainer Weiher, Roßschwemme, Allachbach und Schanzlwegbach) in 2 Untersuchungsjahren die Tendenz einer Zunahme von starker saproben Formen im Sinne des revidierten Saprobienystems von LIEBMAN (1951) in den Sommer- und Frühherbstmonaten unter entsprechender Umgestaltung der Artenvergesellschaftungen bzw. Lebensgemeinschaften und ihres Saprobiencharakters. Im gleichen Zeitraum nehmen die weniger saproben Leitformen ab. Umgekehrt begünstigen in der Regel die Verhältnisse wie sie im Frühjahr, Herbst und Winter auf-

treten, die Entwicklung von weniger saproben Formen bei gleichzeitiger Verminderung von stärker saproben Arten.

Im Ablauf der jahreszeitlichen Entwicklung sind die einzelnen Saprobienstufen durch fließende Übergänge miteinander verbunden, obwohl die Umschichtung der für die einzelnen Saprobienstufen typischen Artenvergesellschaftungen und Biozönosen teilweise sehr rasch erfolgen kann.

Für beide Stohgewässer muss jedoch einschränkend bemerkt werden, dass die in vorhergehender Übersicht wiedergegebene Verlaufsform des jahreszeitlichen Wechsels nur unter der Bedingung Gültigkeit besitzt, dass kein längerer Eisabschluss im Winter erfolgt. Bei längerem Bestehen von starken luftabschliessenden Eisdecken kann es durch Unterbindung der Sauerstoffdiffusion von der Atmosphäre ins Wasser ebenfalls zu wesentlichen Veränderungen in der Artenverteilung und Biozönosenzusammensetzung kommen, wobei der Rainer Weiher die polysaprobe und die Rösschwenne die hypersaprobe Zustandsform im Sinne von SRALEK-HUSEK (1956) erreichen kann.

Der jahreszeitliche Wechsel der Lebensgemeinschaften und ihres Saprobiencharakters steht in den untersuchten primär verunreinigten Gewässern in unmittelbarer Beziehung und Übereinstimmung mit den physikalischen und chemischen Veränderungen in diesen Lebensräumen. Keine adäquaten Beziehungen sind mit den angewandten Untersuchungsmethoden dagegen in dem untersuchten, primär nicht verunreinigten Fließgewässer (Schanzlwegbach) nachweisbar.

Die Veränderung der chemischen Faktoren äussert sich allgemein in einer Zunahme der Verschmutzung in den Sommer- bis Frühherbstmonaten, während die Frühjahrs-, Spätherbst- und Wintermonate in der Regel eine Abnahme des Verschmutzungsgrades begünstigen. Der wechselnde Verschmutzungsgrad der untersuchten Gewässer im jahreszeitlichen Ablauf wird je nach Gewässertyp besonders angezeigt durch Veränderungen des Sauerstoffgehaltes, der Sauerstoffzersetzung, der Oxydierbarkeit und im Gehalt an den Fäulnisstoffen Ammoniak und Schwefelwasserstoff. Bei den in stagnierenden Gewässern auftretenden sauerstofffreien Zustandsphasen kommt auch dem jeweiligen Nitrit- und Nitratgehalt eine Indikatorfunktion zu.

Dagegen eignen sich die Phosphatkonzentrationen der hier untersuchten, verschmutzten Gewässer, die sich im jahreszeitlichen Wechsel als relativ stabil erweisen, mehr zu einer allgemeinen Kennzeichnung und einer Unterscheidung der Gewässer voneinander. Keinen Zusammenhang und erkennbar Abhängigkeit von dem wechselnden Umfang der Verschmutzung zeigt in allen untersuchten Gewässern die Wasserstoffionenkonzentration.

Die Zunahme der Verschmutzung im Sommer und teilweise auch Frühherbst muss in allen untersuchten Gewässern auf eine temperaturbedingte Steigerung der Abbauvorgänge nach der RGT-Regel von VAN T'HOFF zurückgeführt werden. Nach dieser nimmt die Geschwindigkeit einer chemischen und biochemischen (innerhalb bestimmter Temperaturgrenzen) Reaktion bei einer Temperatursteigerung um 10°C um das 2-3 fache in der Zeiteinheit zu. Diese Vorgänge spielen sich überwiegend im Schlammuntergrund der Gewässer ab, wobei die in der Bodenschicht angehäuften organisch fäulnisfähige Substant den Ausgangspunkt dieser oxydativen bis reduktiven Abbauprozesse darstellt. Im gleichen Zeitraum bleibt der Umfang der Primärverschmutzung durch Abwasser und andere Abfallstoffe unverändert. Diese sommerliche Temperatursteigerung wirkt sich besonders intensiv in den untersuchten, stehenden Flachgewässern aus. Durch das Fehlen einer beständigen Temperaturabkühlung des Wassers und damit eines für die Seen der gemässigten Zone typischen kühleren Klimainflusses kommt es zu einer starken Erwärmung des Tieferwassers, welche wiederum die starken Abbauvorgänge im Sediment auslöst. Es entstehen dabei Verhältnisse, die mit denen tropischer Seen verglichen werden können. In Übereinstimmung mit dem hier untersuchten flachen Verhalten der gemässigten Zone zeichnet sich diese ebenfalls durch sehr intensive Abbauvorgänge aus, die auch durch die hohen Temperaturen des Tieferwassers ausgelöst werden. In beiden Gewässertypen lässt sich davon ein beträchtlicher Sauerstoffbedarf ab, der besonders deutlich in tropischen Seen (KUTNER 1952) 4-5 mal höher ist als in den normaltemperierten Gewässern der gemässigten Zone.

Begünstigt wird die sommerliche Verschmutzungszunahme auch durch das temperaturabhängige, geringere Lösungsvermögen des Wassers

für Sauerstoff. Weiter wird besonders in den untersuchten stagnierenden Gewässern ein Ansteigen des Verunreinigungsgrades durch die regelmässige und periodische Ausbildung von dichten Schwimndecken aus *Lemma minor* gefördert, welche die Sauerstoffdiffusion von der Atmosphäre ins Wasser stark einschränken und zusätzlich die Assimilationstätigkeit sauerstoffproduzierender, pflanzlicher Organismen durch Verschlechterung des Lichtklimas wesentlich behindern oder aufheben. Modifizierenden Einfluss übt auch der Faktor Wasserführung aus, der wiederum weitgehend von der Niederschlagsmenge abhängig ist. Erhöhte Wasserführung (Hochwasser, Ansteigen des Pegels) kann vorübergehend eine Verschmutzungsabnahme fördern sowohl durch Verbesserung der Sauerstoffverhältnisse als auch durch die Verdünnung der Verschmutzungsstoffe (nur in stehenden Gewässern beobachtet).

Eine starke Verschmutzungszunahme, verbunden mit vollkommenem Sauerstoffschwund und Schwefelwasserstoffbildung, kann in den untersuchten stehenden Gewässern auch längere, starke Eisbedeckung hervorrufen durch Aufhebung der Sauerstoffdiffusion aus der Atmosphäre bei gleichzeitiger erheblicher Verringerung der freien Wassermasse durch Eisbildung.

Bei vergleichender Betrachtung der untersuchten Fließ- und Stehgewässer ergeben sich eine Reihe von Unterschieden sowohl in der Biologie als auch im Chemismus besonders unter Zugrundeliegung des Rainer Weihers und des Allachbaches als Vergleichspeer. Während sich in den untersuchten Fließgewässern (Allachbach und Schanzlwegbach) in einem mehrjährigen Beobachtungszeitraum der Artenbestand als weitgehend konstant erweist und sich typische Artenvergesellschaftungen bzw. Biozönosen im jahreszeitlichen Ablauf zyklisch und periodisch wiederholen, wechselt in den untersuchten Stehgewässern (bes. im Rainer Weiher) der Artenbestand in merklichem Umfang und in Verbindung damit die örtliche Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften. Als typisches Beispiel kann dabei das Verhalten der Arten *Scenedesmus quadricauda*, *Ankistrodesmus falcatus* und *Stephanodiscus hantzschii* im Rainer Weiher angeführt werden, die im Herbst 1953 und im Frühjahr 1954 in riesiger Anzahl auftreten, dagegen in den sich anschliessenden Jahren bis

Frühjahr 1956 vollkommen fehlen. Ähnliche Verhältnisse liegen im Rainer Weiher bei den Schwefelbakterien vor, wo neben der steten *Thiopodia rosea* in jedem Beobachtungsjahr von 1953-1956 andere Begleitarten auftreten; so 1953 *Thiospira agilis*, 1954 *Thiospira agilis* und *Beggiatoa alba*, 1955 und 1956 *Lamprocystis roseo-persicina* und *Chromatium vinosum*. Jedoch erweisen sich diese Arten im Sinne des revidierten Saprobiensystems als ökologisch gleichwertig und beeinflussen dadurch den Saprobitätscharakter der Biozönose nicht. In diesem Zusammenhang muss auch besonders auf die Instabilität von Populationen autotropher bzw. chromatophorentragender Flagellaten hingewiesen werden, die oft innerhalb kurzer Zeit bedeutende Populationsdichten erreichen aber ebenso schnell wieder zusammenbrechen ("crashes") und keinerlei erkennbare Periodizität des Erscheinens aufweisen. Einer kausalen Erfassung und Erklärung dieser teilweise verwirrenden Vorgänge stehen vorläufig infolge der in den meisten Fällen ungenügenden Kenntnis der physiologischen und ökologischen Ansprüche dieser Arten unüberwindliche Schwierigkeiten gegenüber.

Diese Erscheinungen stimmen in ihrer Gesamtheit überein mit den Befunden von EBBY (1934), GENNY (1938) und BETHEGE (1952), nach denen sich bei mehrjährigen vergleichenden Untersuchungen in stehenden Gewässern (Teichen und Seen) sich deutliche Unterschiede in der Artenzusammensetzung und der Jahresrhythmik einzelner Jahre ergeben.

Aus diesen Gründen erscheint eine produktionsbiologische Einteilung der Teiche, wie WEIMANN (1942) sie durchführt, als verfrüht, besonders wenn die Teiche nach ihren typischen faunistisch floristischen Merkmalen, wie es z.B. beim Scenedesmus - Aphanizomenon - und Euglena - Chromatium Teich geschieht, klassifiziert werden. Nach vorliegenden Untersuchungen erwiesen sich diese Merkmale bei mehrjähriger Beobachtung als unbeständig, während zugleich mit dem Rainer Weiher das Beispiel eines Teiches vorliegt, der im jahreszeitlichen Ablauf die produktionsbiologischen Möglichkeiten zweier WEIMANN'scher Teichtypen (Scenedesmus und Euglena - Chromatium Typ) in sich einschliesst.

In den untersuchten Fließgewässern (Allachbach u.bedingt auch Schanzlwegbach) ist die chemisch erfassbare Verschmutzungszunahme in den Sommer- und Frühherbstmonaten überwiegend nur aus dem Ansteigen der Sauerstoffzehrung und der Erhöhung des Ammoniakgehaltes bzw. dem Auftreten von Ammoniak zu entnehmen. Die absoluten Sauerstoffkonzentrationen bleiben dabei relativ hoch und unverändert.

Dagegen tritt bei den untersuchten Stehgewässern besonders die Bedeutung des Sauerstofffaktors bei der sommerlichen Verschmutzungszunahme hervor, wobei die Veränderungen in der Artenzusammensetzung und des Saprobitätscharakters der Biozöosen umso auffälliger werden, je mehr der Sauerstoffgehalt des Wassers abnimmt. Die Funktion des Sauerstoff als Minimumsfaktor wird besonders in der Roßschwemme für eine Anzahl von Ciliaten deutlich, die nur in den Phasen auftreten, in denen gleichzeitig im Wasser gelöster Sauerstoff nachgewiesen werden kann. Verbreitungsregeln und damit die Biozöosenzusammensetzung bestimmende Funktion muss z.T. in enger Verbindung mit dem Sauerstofffaktor dem Schwefelwasserstoffgehalt des Wassers zugeschrieben werden, vor allem bei der räumlichen und zeitlichen Verteilung der Schwefelbakterien und der sie begleitenden Faulschlammciliaten. Als verbreitungsregelnd für Arten, welche zur *Aerobiose* befähigt sind, müssen bei weiterer Verschmutzungszunahme, wie sie sich z.B. in der Roßschwemme bei der Entwicklung zur Hypersaprobität ergibt, Fäulnisgifte, insbesondere Ammoniak (NH_3) angenommen werden.

Diese Befunde kommen in ihrer Gesamtheit der Ansicht von STAMMER (1952) entgegen, nach der dem Sauerstoffgehalt in langsam fließenden oder stehenden Verschmutzungszonen eine verbreitungsregelnde Funktion bei der Verteilung von Leitformen des rev.Saprobien systems von LIEBMAN (1951) zukommt, während Fäulnisgifte (Ammoniak) in mit fäulnisfähigen Stoffen verschmutzten, aber rasch fließenden, damit sauerstoffreichen Gewässern die wesentlichen ökologischen Verbreitungsfaktoren sein dürften.

Im Rahmen dieser Untersuchungen erweist sich insgesamt die von BODENHEIMER (1938) vorgenommene Bestimmung des Biozöosebegriffs als sehr brauchbar, nach der die Lebensgemeinschaft eine Kombi-

nation von Tieren und Pflanzen darstellt, die in ähnlicher Zusammensetzung ihrer dominanten und charakteristischen Arten immer wiederkehrt, wo ähnliche ökologische Bedingungen vorhanden sind, wobei aber in Ergänzung dazu die dynamische Struktur und die teilweise geringe Stabilität der Biozönosen (insbesondere der Biozönosen der Mikroorganismen) betont werden muss.

2. Laboratoriumsuntersuchungen an Asellus aquaticus und Carinogammarus roeselii über Verhalten im Strömungsaquarium und den Sauerstoffbedarf im Respirometer

a) Einführung

In Ergänzung zu den im ersten Teil der Arbeit durchgeführten Freilanduntersuchungen, die das Merkmal einer synökologisch ausgerichteten Arbeitsmethode tragen und zugleich die Schwierigkeiten aufzeigen, welche diese Methode mit sich bringt, wenn man zu gesicherten und genauen Angaben über die Ursache des Auftretens und der Verbreitung der einzelnen Arten kommen will, werden im zweiten Teil der Arbeit noch physiologisch autökologische Untersuchungen durchgeführt.

Der zweite Teil der Arbeit befasst sich deshalb besonders mit experimentellen physiologischen Untersuchungen über das Strömungsverhalten und den Sauerstoffbedarf des Isopoden Asellus aquaticus und des Amphipoden Carinogammarus roeselii. Diese Untersuchungen, die sich primär auf Asellus aquaticus beschränken sollten, wurden im Verlauf der Arbeit auf Carinogammarus roeselii ausgedehnt. Dies wurde angeregt durch Freilandbeobachtungen an einem Teich, der bei den Voruntersuchungen für den ersten Teil dieser Arbeit berücksichtigt wurde. In diesem Teich bleibt Asellus aquaticus in seiner Verbreitung auf den eigentlichen Teich mit stehendem Wasser beschränkt, während Carinogammarus roeselii, teilweise vermischt mit Gammarus pulex, fast ausschliesslich in bachartig ausgebildeten Abfluss und unmittelbar in Umgebung des Teichausflusses angetroffen wird. In diesen Bereichen herrscht eine durchschnittliche Fliessgeschwindigkeit von 15-20 cm/sec.

Weiterhin erscheint ein Vergleich beider Arten auch dadurch gerechtfertigt, dass sie übereinstimmende Ernährungsausprüche besitzen und dadurch als ernährungsäquivalente Formen angesehen werden können.

b) Material

Im Rahmen ihrer systematischen Einordnung gehört die Art *Asellus aquaticus* L. sensu strictu RACOVITZA zur Ordnung der Isopoda in die Familie der Asellidae. Systematische Merkmale der Familie sind die beim Weibchen fehlenden zweiten Pleopoden. Beim Männchen sind die ersten Pleopoden klein; die zweiten bilden ein Kopulationsorgan. Der Endopodit des 3. sowie der Exo- und Endopodit des 4. und 5. Abdominalfusses sind zu Kiemenplatten umgebildet, während der Exopodit des 3. Pleopoden als Deckel (Operculum) darüberliegt.

Carinogammarus roeselii STEBBING (*Gammarus roeselii* GERVAIS) gehört zur Ordnung der Amphipoda in die Familie der Gammaridae. Die Familie zeichnet sich durch die blattförmige Ausbildung des 7. Abdominalsegmentes aus. Von der Art *Gammarus pulex*, mit der sie teilweise vergesellschaftet vorkommt, unterscheidet sie sich durch den Besitz von gekielten, nach rückwärts gerichteten Zähnen am letzten Mesosomsegment und allen Metasomsegmenten.

Der respiratorische Gasaustausch wird bei den Amphipoden mittels lamellöser, paariger Anhänge an den Mesosomsegmenten durchgeführt. Diese flottieren frei im Wasser und gelten als Kiemen mit respiratorischem Epithel. In Abweichung der Lageverhältnisse sind die Kiemen der Amphipoden im Gegensatz zu denen der Isopoden entsprechend der Lage des Herzens nach vorn in den Bereich des Mittelleibes gerückt. Zugleich treten sie nicht als integrierende Teile der Gliedmassen auf.

Bei den experimentellen Untersuchungen werden bei beiden Arten Tiere aus verschiedenen Biotopen mit voneinander abweichenden Charakter verwendet, um Fehlerquellen, die durch Verwendung eines Ökotyps aus einem Gewässer entstehen könnten, auszuschalten. Vor allem werden bei *Asellus aquaticus* Tiere aus stehenden und schwach

fließenden Gewässern berücksichtigt. Dabei wird die Art sowohl in klaren, pflanzenreichen Quelltümpeln als auch in mässig verschmutzten Teichen mit reichlichem organischen Detritus vorgefunden. Gleichermassen findet sie sich in schwach fließenden Gewässern (Bächen) mit stärkerem Pflanzenbewuchs.

Im einzelnen wird vor allem eine starke Population der Art in dem bereits beschriebenen Schanzelwegbach für die Dauer von 1 1/2 Jahren genauer beobachtet. Die Art findet sich dort in der Ufer- und Grundregion gleich häufig. Sie hält sich dabei vornehmlich in Algenwatten oder an höherer Wasserflora auf. Nicht selten wühlt sie sich auch vorübergehend in den lockeren Detritus des Grundes ein. Im Winter trifft man sie auch regelmässig und gehäuft im Wurzelgeflecht von *Scirpus* in einer Art Kältestarre an, die jedoch beim Verbringen der Tiere in wärmeres Wasser in kurzer Zeit aufgehoben wird. Die Art ernährt sich im Schanzelwegbach überwiegend von pflanzlicher Substanz (Grünalgen). Ihre natürlichen Feinde bilden hier überwiegend Planarien (*Dendrocoelum*, *Planaria*, *Polycelis*).

Bei einer Gesamtzahl von 820 für die vorliegenden Untersuchungen verwendeten Tieren wird für die Männchen von *Asellus aquaticus* eine Maximalgrösse von 14,9 mm, für die Weibchen eine solche von 11,5 mm ermittelt. Die Durchschnittsgrösse (= Länge) adulter Asellen liegt jedoch niedriger; für Männchen gilt ein Grössenbereich von 8,5 bis 12,5 als Norm, für geschlechtsreife Weibchen ein solcher von 6-10 mm bei einem Minimum von 4,9 mm. Die grossen Tiere finden sich vorwiegend im Spätwinter und Frühjahr. Bei kopulierenden Paaren sind die Männchen durchschnittlich um 3-4 mm grösser als die Weibchen. Der Höhepunkt der Fortpflanzung fällt in den untersuchten Gewässern in den Spätwinter und in das Frühjahr. Das Gewicht beträgt bei adulenten Männchen von 10 mm Länge im Durchschnitt 28-35 mg, bei 11 mm Länge 32-40 mg, bei 12 mm Länge 45-60 mg. Vor Ermittlung des Gewichtes werden die Tiere im Lebendzustand 10 Minuten zwischen Filtrierpapier abgetrocknet.

Die für die Untersuchungen verwendeten Individuen von *Carinogammarus reesellii* und *Gammarus pulex* entstammen zum grossen Teil

einzelnen Stromrinnen hin- und herzuwandern. Von Stromarm A bis C wurde dann horizontal ein 20 cm langes Drahtgazenetz ausgebreitet, das die untere Begrenzung des Beobachtungsfeldes herstellte und infolge seiner geringen Dicke von nur 1 1/2 mm die Weite der Verbindungsöffnungen zwischen den einzelnen Stromarmen nicht beeinträchtigte. Die vertikale Begrenzung des Beobachtungsfeldes wurde ebenfalls durch feinmaschige Drahtgazenetze vorgenommen, die dann mit dem horizontalen Netz verflochten wurden.

Um Schwierigkeiten mit der Substratwahl aus dem Wege zu gehen, wurde an Stelle eines natürlichen Untergrundes (z.B. Sand, Kies oder Schlamm), der in seiner Stabilität jeweils in Abhängigkeit von der Fliessgeschwindigkeit des Wassers steht, das begrenzende horizontale Drahtnetz als Fortbewegungssubstrat belassen. Dieser künstliche Untergrund besitzt den Vorteil, dass er den Tieren in allen verwendeten Fliessgeschwindigkeitsbereichen ausgezeichnete Lauf- und Haftmöglichkeiten bietet. Zugleich lassen sich durch die Einheitlichkeit und Ebenmässigkeit des Substrates die Strömungsbedingungen besser übersehen und beherrschen als bei einem natürlichen Untergrund.

Weiter erhöht wurde diese Wirkung durch die Anordnung des gesamten Versuchsfeldes, welche die Strömung nicht nur durch, sondern auch unter dem Versuchsfeld unbehindert sich bewegen lässt und so eine gewöhnlich auftretende Abnahme der Fliessgeschwindigkeit zum Untergrund hin weitgehend vermeidet. Die Fliessgeschwindigkeit (unmittelbar über dem Drahtgazesubstrat) wurde durch Anfärben der Stromfäden mit Kaliumpermanganatkristallen, die an einem Glasstab befestigt waren, direkt festgestellt. Die Fortbewegungsgeschwindigkeit der angefärbten Stromfäden wurde dann mit Stoppuhr und Messtrecke ermittelt.

Die Beleuchtungsverhältnisse innerhalb der Strömungsarme wurden gleichartig gehalten, um Beeinflussungen der Versuche durch Lichtreaktionen der Tiere auszuschalten. Die Stromarme A, B und C besaßen gleiche Lichtintensitäten von etwa 400-650 Lux bei normalem Tageslicht 20 cm unter der Wasseroberfläche.

Die Temperaturverhältnisse, die durch dauernden Zufluss von unge-

chlortem Grundwasser innerhalb der Versuche stabilisiert wurden, zeigten eine Schwankungsbreite von $\pm 1,45^{\circ}\text{C}$.

Für die Versuche wurden nur Tiere verwendet, die mehrere Tage bei ähnlichen Temperatur- und Beleuchtungsverhältnissen gehalten wurden, wie sie sich im Strömungsaquarium vorfanden.

Bei 5 Kontrollversuchen, die in 3 Fällen an die Strömungsversuche mit dem gleichen Tiermaterial angeschlossen wurden, ergab es sich, dass weder *Asellus aquaticus* noch *Carinogammarus roeselii* beim Fehler einer Strömung irgendeinen der in den Versuchen verwendeten Stromarme A, B und C in erkennbarem Umfang bevorzugte.

Bei Versuchsbeginn wurden jeweils die gleiche Anzahl von Tieren in die 3 Stromarme bei stehendem Wasser eingesetzt, wobei vorher die Verbindungsspalte zwischen den 3 Räumen A, B und C geschlossen wurden. Erst nach Einschalten der Strömung wurden dann diese Verbindungsspalte geöffnet, die dann den Versuchstieren eine Wanderung zwischen den einzelnen Strömungsarmen ermöglichten.

Bei der statistischen Auswertung wurden die Verteilungsbilder innerhalb der ersten Versuchsstunde nicht berücksichtigt (Adaptationszeit). Die "Präferenzversuche" wurden bei 2 verschiedenen Fließgeschwindigkeitsabstufungen durchgeführt. In einer ersten Versuchsreihe wurde für beide Arten im Stromarm A eine Fließgeschwindigkeit von 12-15 cm/sec., im Stromarm B eine von 5-8 cm/sec. festgelegt, während der Stromarm C strömungsstill gehalten wurde.

In nachfolgenden Übersichten sind die Ergebnisse aus dieser ersten Versuchsreihe für beide Arten festgehalten.

Asellus aquaticus:

	I	II	III
Tierzahl:	40	30	30
Versuchsdauer:	36 ^h	7 ^h	23 ^h
Temperatur in $^{\circ}\text{C}$:	13,0-15,5	13,6-14,5	13,8-14,7
Stromarm A % Tiere:	24,3 %	31,2 %	27,2 %
Stromarm B % Tiere:	19,9 %	27,7 %	12,7 %
Stromarm C % Tiere:	55,8 %	41,1 %	60,1 %

Daraus ergibt sich insgesamt eine durchschnittliche Verteilung von *Asellus aquaticus* mit 27,3 % der Tiere im Stromarm A, mit 20,1 % der Tiere im Stromarm B und 52,4 % der Tiere im Stromarm C.

Carinogammarus roeselii:

	I	II	III	IV
Tierzahl:	10	20	18	21
Versuchsdauer:	36 ^h	38 ^h	7 ^h	23 ^h
Temperatur in °C:	31,0-13,5	12,6-14,1	13,6-14,5	13,3-14,7
Stromarm A % Tiere:	70,6 %	75,5 %	61,3 %	75,3 %
Stromarm B % Tiere:	4,7 %	8,6 %	14,9 %	15,6 %
Stromarm C % Tiere:	24,7 %	15,8 %	23,7 %	9,1 %

Daraus ergibt sich in den 4 Versuchen insgesamt eine durchschnittliche Verteilung von *Carinogammarus roeselii* mit 70,3 % der Tiere im Stromarm A, mit 10,9 % der Tiere im Stromarm B und 18,3 % der Tiere im Stromarm C.

In einer 2. Versuchsserie wurde dann die Fließgeschwindigkeit im Stromarm A auf 16-21 cm/sec. und im Stromarm B auf 16-17 cm/sec. erhöht, während Stromarm C wieder strömungsfrei bis strömungsarm (1-2 cm/sec.) gehalten wurde.

Dabei ergeben sich folgende Verteilungsverhältnisse:

Asellus aquaticus:

	I	II	III	IV	V
Tierzahl:	30	30	30	30	30
Versuchsdauer:	5 ^h	27 ^h	37 ^h	12 ^h	21 ^h
Temperatur in °C:	15,5	15,3-17,8	14,0-15,6	13,3-14,8	13,9-15,5
Stromarm A % Tiere:	23,0 %	23,2 %	19,2 %	17,4 %	16,6 %
Stromarm B % Tiere:	20,5 %	18,6 %	18,5 %	21,8 %	23,2 %
Stromarm C % Tiere:	51,5 %	52,2 %	62,3 %	60,8 %	60,2 %

Aus diesen Versuchen errechnet sich die durchschnittliche Fließgeschwindigkeit von 20,4 % der Tiere im Stromarm A von 20,1 %

der Tiere für Stromarm B und 59,6 % Individuen von *Asellus aquaticus* für Stromarm C.

Carinogammarus roeselii:

	a)	b)
Tierzahl:	21	18
Versuchsdauer:	6 ^h	29 ^h
Temperatur in °C:	14,9-15,5	15,2-17,4
Stromarm A % Tiere:	65,3 %	33,2 %
Stromarm B % Tiere:	28,3 %	34,6 %
Stromarm C % Tiere:	6,4 %	32,2 %.

Abweichend wurde dabei in Versuch b) die Fließgeschwindigkeit im Stromarm A auf die der Anlage technisch für viele Stunden zumutbare Höhe von 22-25 cm/sec. gebracht, während in den Stromarmen B und C eine übereinstimmende Fließgeschwindigkeit von 10 bis 13 cm/sec. eingestellt wird. Die prozentuale Häufigkeit der Tiere in den einzelnen Stromarmen kann unmittelbar aus vorhergehender Tabelle entnommen werden.

Als Ergebnis lässt sich zusammenfassend aus beiden Versuchsreihen für *Asellus aquaticus* ableiten, dass die Art im Strömungs-aquarium bevorzugt den strömungsstillen bis strömungsfreien Stromarm C aufsucht und sich dort überwiegend hält, worauf die prozentuale Verteilung der Tiere in Versuchsreihe 1 mit 52,4 % und in Versuchsreihe 2 mit 59,6 % in diesem Stromarm hinweist. Der Stromarm B mit schwacher Strömung bei Fließgeschwindigkeiten von 5-8 cm/sec. bzw. 10-13 cm/sec. wird in beiden Versuchsreihen mit einer Häufigkeit von 20 % frequentiert. Der mit schwächer bis stärkerer Strömung ausgestattete Stromarm A wird in der ersten Versuchsreihe von 27,5 % der Tiere aufgesucht, in der zweiten von 20,4 % der Tiere. Dabei bringt die Erhöhung der Fließgeschwindigkeit in der zweiten Versuchsreihe von maximal 15 cm/sec. (in der ersten) auf maximal 22 cm/sec. ein Absinken der Besuchsfrequenz von *Asellus aquaticus* in diesem Stromarm mit sich, die sich dann unmittelbar in der Zunahme der Häufigkeit der

Tiere im Stromarm C auswirkt.

Insgesamt ergibt sich also für *Asellus aquaticus* ein Strömungsverhalten, das dadurch gekennzeichnet ist, dass die Art in keinem der Versuche strömungsbewegtes Wasser strömungsfreiem (-stillen) vorzieht. Vielmehr weist die gesteigerte Häufigkeit der Art im strömungsfreien Stromarm C die bei der Erhöhung der Fließgeschwindigkeit in den anderen Stromarmen noch zunimmt, auf eine Bevorzugung von nicht durch Strömung bewegtem Wasser hin.

Entgegengesetztes Verhalten in den Wahlversuchen zeigt *Carinogammarus rosselii*, der in allen Versuchen übereinstimmend mässig strömendes Wasser stehendem gegenüber deutlich bevorzugt und sich mit einer Häufigkeit von 70,8 % im Stromarm A mit einer Fließgeschwindigkeit von 12-15 cm/sec. findet, während die Stromarme B und C mit stehendem bis schwach fließendem Wasser nur mit einer Häufigkeit von 10,9 % bzw. 18,3 % frequentiert werden. Eine weitere Erhöhung der Fließgeschwindigkeit im Stromarm A im Versuch a) auf 18-21 cm/sec. führt zu keiner Häufigkeitszunahme der Tiere in diesem Strömungsraum mehr. Vielmehr suchen die Gammariden in grösserem Umfang den Stromarm B mit einer Fließgeschwindigkeit von 10-13 cm/sec. auf. Im Versuch b) ergibt dann eine weitere Steigerung der Fließgeschwindigkeit im Stromarm A auf 22-25 cm/sec. schon eine merkliche Abnahme der Tiere in diesem Bereich auf 31,2 %, während in den Stromarm B und C mit einer übereinstimmenden Fließgeschwindigkeit von 10-13 cm/sec. sich insgesamt 65,4 % der Tiere finden. Damit gibt der Versuch einen Hinweis auf die Grösse des Fließgeschwindigkeitsbereiches, die von *Carinogammarus rosselii* als optimal empfunden wird und die im Bereich von 10-20 cm/sec. liegt.

Eine Einstellung der beiden Gattungen *Asellus* und *Carinogammarus* auf die verschiedensten Strömungsreize erfolgt im Strömungsquarium, in der Regel innerhalb der ersten Versuchsstunde (Adaptionszeit). Das grundsätzliche Verhältnis der Besuchshäufigkeit in den 3 Stromarmen A, B und C wird in diesem Zeitraum meist schon festgelegt, wobei jedoch damit nicht ausgedrückt werden soll, dass hier bereits ein stabiles statisches Verteilungsverhältnis geschaffen wird. Vielmehr ist es so, dass die Individuen beider Arten während

der Versuche eine lebhaftere Wandertätigkeit entfalten sowohl zwischen als auch in den einzelnen Stromarmen. Die Verteilungsbilder in ihrer zeitlichen Folge ergeben also die Erscheinung eines stark ausgeprägten, dynamischen Gleichgewichtszustandes. Mit der Länge des Versuches steigert sich in der Regel auch die Betonung der Verteilungsverhältnisse, wobei bei *Asellus aquaticus* der Prozentsatz der Tiere, die stehendes Wasser bevorzugen, zunimmt, während sich umgekehrt bei *Carinogammarus roeselii* ein grösserer Prozentsatz von Tieren in strömungsbewegtem Wasser findet.

In der Reaktionsweise der beiden Crustaceenarten im Strömungs-aquarium ergeben sich auch sonst charakteristische Unterschiede, die zum Teil in der voneinander abweichenden Bauweise der beiden Arten (Ordnungen) zu suchen sind. So haftet sich *Asellus aquaticus* am Substrat bei stärkerer Strömung überwiegend mit ihren 3 vorderen Pereiopodenpaaren **Ventral** fest; in Verbindung mit den weiteren Thorakalextremitäten dienen sie aber ebenso als Laufbeine. Aktive Schwimmbewegungen werden bei *Asellus aquaticus* nie beobachtet, jedoch werden bei von der Strömung losgerissenen Individuen schwimmähnliche Ausgleichsbewegungen vorgenommen, die sehr schnell wieder eine ventrale Festhaftung der Tiere am Substrat herbeiführen. Sowohl in den Freilandbeobachtungen als auch bei den Laboratoriumsuntersuchungen erweist sich *Asellus aquaticus* als eine Form mit ausgesprochener Bindung an das Substrat, deren Ortsveränderungen durch Laufen vorgenommen werden. Individuen der Art kommen bei 15 cm/sec. Fliessgeschwindigkeit und frontaler Angriffsrichtung der Strömung noch gut vorwärts.

Bei kurzzeitigen Resistenzversuchen mit Fliessgeschwindigkeiten von 50-60 cm/sec. wird *Asellus aquaticus* zu starken Klammer- und Festhaltebewegungen am Drahtgazesubstrat veranlasst und zeigt somit ein Verhalten, wie es ALLEE (1913) auch für die nordamerikanische *Asellus communis* bei stärkerer Strömung angibt. Als Hauptangriffspunkt der Strömung erweist sich bei *Asellus aquaticus* das Pleon mit den Uropoden.

Carinogammarus roeselii dagegen hakt sich überwiegend mit den zu besonderen Klammerfüssen umgestalteten 3 hinteren Pereiopoden-

paaren lateral, fest. Grössere Ortsbewegungen bewerkstelligt Carinogammarus durch Schwimmen; Laufbewegungen am Substrat bleiben eingeschränkt. Bei einer Fliessgeschwindigkeit von 15 cm/sec. und frontaler Angriffsrichtung der Strömung kommen Individuen der Art noch gut vorwärts. Dagegen wird dann bei 20 cm/sec. die Fortbewegungsgeschwindigkeit des Tieres durch die Fliessgeschwindigkeit des entgegenströmenden Wassers **kompensiert**.

In Resistenzversuchen mit Fliessgeschwindigkeiten von 50-60 cm/sec. beantwortet Carinogammarus roeselii die dabei auftretenden Strömungsreize ebenfalls mit Klammer- und Festhaltebewegungen am Substrat, während umgekehrt stehendes Wasser die Art zu grösserer Bewegungsaktivität in Form von Schwimmbewegungen veranlasst.

Übereinstimmend zeigen beide Arten in den benützten Fliessgeschwindigkeitsbereichen in ihren Schwimm-, Lauf- und Festhaltebewegungen keine wahrnehmbare Orientierung zur Strömungsrichtung. Bei Asellus aquaticus wird beim Übergang von einem Stromarm in einen anderen vereinzelt ein kurzes Verweilen mit Tastbewegungen der 2. Antennen beobachtet.

d) Ermittlung des Sauerstoffbedarfs von Asellus aquaticus und Carinogammarus roeselii

Das unterschiedliche Verhalten der beiden Arten im Freiland und im Laboratorium in Bezug auf die Strömungsverhältnisse legen den Gedanken nahe, beide Formen auf ihre Atmungsgrösse hin zu untersuchen unter Berücksichtigung des Umstandes, dass fliessendes Wasser im Vergleich zu stehendem bei gleichem absoluten Sauerstoffgehalt als physiologisch sauerstoffreicher anzusehen ist (RUTTNER 1926) und damit den in ihm lebenden Organismen einen höheren Sauerstoffnutzwert bietet. Dabei ist zusätzlich in den Fliessgewässern die Sauerstoffversorgung durch die höheren Austauschgrössen mit dem atmosphärischen Sauerstoff günstiger und gleichmässiger. Im Gegensatz dazu stellen in stehenden Gewässern (besonders Teichen) stärkere tages- und jahreszeitliche Schwankungen im Sauerstoffgehalt die Norm dar.

Zur Ermittlung der Atmungsgrösse wurde eine von SHOLANDER und EDWARDS (1942) entwickelte und von ZÄHNER (1957) vervollkommnetes Respirometer verwendet, das den Vorteil einer direkten, volumetrischen Messmethode in Unabhängigkeit von den atmosphärischen Bedingungen bietet. Zudem ist der zu beherrschende Gasraum sehr klein gehalten. Als weiterer Vorteil muss das erschütterungsfreie Arbeiten der Anlage angesehen werden, das eine Beunruhigung der Versuchstiere weitgehend vermeidet.

In Ergänzung zu den ausführlichen Beschreibungen und Betriebsanleitungen der Anlage bei SHOLANDER und EDWARDS (1942) und ZÄHNER (1957) wurde bei den vorliegenden Versuchen an der Apparatur die Befestigung der beiden Dreiweghähne verbessert, um die gelegentliche Lockerung derselben bei häufiger Betätigung zu unterbinden. Zu diesem Zweck wurden die Dreiweghähne ausgebohrt und in die Bohrlöcher längere Schraubgewinde eingekittet. Mit Hilfe von Kunststoffbügeln und Doppelschraubmuttern wurden dann die Hähne gegen die Kapillarröhren der Anlage abgestützt und fest angezogen.

Die in Blindversuchen ermittelten Fehlwerte in Richtung einer geringfügigen Sauerstoffzehrung bis zu maximal 1,2 cm pro Stunde stimmen weitgehend mit den von ZÄHNER festgestellten überein, fallen aber bei den vorliegenden Untersuchungen durch den höheren Totalsauerstoffverbrauch pro Versuch kaum ins Gewicht und können daher vernachlässigt werden. Um Sauerstoffzehrungsvorgänge im Wasser, des Tierbehälters auszuschliessen wurde nur zehrungsfreies, belüftetes Wasser, wie es für die Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfes zur Verwendung kommt, benützt.

Die Kleinheit der untersuchten Arten gestattete die Verwendung einer grösseren Anzahl von Tieren pro Versuch. So wurden häufig bis zu 11 Tiere im Tierbehälter untergebracht. Um die Beweglichkeit der relativ lebhaften Arten *Asellus aquaticus* und *Carinogammarus roeselii* einzuschränken, wurden die Tiere in weitmaschige Gazesäckchen aus MÜLLER-Gaze Griess 30 verpackt. Hiermit wurde eine ausreichende Einschränkung der Ortsbewegung erreicht, während gleichzeitig die Atembewegungen der Kiemen nicht behindert wurden.

Für die Versuche wurden nur Männchen und nicht-trächtige Weibchen verwendet.

Um breitere Vergleichsmöglichkeiten zu schaffen wird die Atmungsgrösse (= Sauerstoffverbrauch in Kubikmillimeter pro Stunde) auf 3 Einheiten bezogen und zwar auf das:

1. Lebendgewicht in Gramm, worunter das Gewicht der Tiere im Lebendzustand nach 10 Minuten langer Abtrocknung zwischen Filtrierpapier betrachtet wird.
2. Trockengewicht in Gramm, welches durch die Gewichtsbestimmung an Tieren ermittelt wird, die 24 Stunden im Trockenschrank bei 60-65°C getrocknet werden.
3. Individuum, wobei eine annähernde, grössenmässige Übereinstimmung der einzelnen Tiere so weit als möglich angestrebt wurde.

Dem eigentlichen Versuchsbeginn wird jeweils eine 1 1/2- bis 2-stündige Leerlaufzeit der Anlage vorausgeschickt, in der eine temperaturmässige Anpassung der Apparatur und der Tiere erfolgt. Insgesamt werden die Versuche in einem Temperaturbereich von 9,4 bis 10,1°C durchgeführt bei einer maximalen Schwankungsbreite pro Versuch mit 0,2°C. Die Temperaturverhältnisse werden durch ständiges zufließendes Leitungswasser stabilisiert. Die Versuche erstrecken sich in der Regel über einen Zeitraum von 4-5 Stunden bei von halbe Stunde zu halbe Stunde erfolgender Ablesung des Sauerstoffverbrauches.

Die nachfolgenden Tabellen geben eine Übersicht über die mit *Aeolus aquaticus* und *Carinogammarus roeselii* durchgeführten Sauerstoffbedarfsbestimmungen. Für Vergleichszwecke ist zusätzlich die Bestimmung des Sauerstoffbedarfs des Amphipoden *Gammarus pulex* angefügt.

Sauerstoffbedarf von Asellus aquaticus

	1	2	3	4	5	6	7
Versuchstiere	10	10	11	11	11	11	10
Lebendgewicht mg	224	346,5	419	337	414	372	341
Trockengewicht	-	-	-	-	-	-	62
Temperatur	-	-	-	-	-	-	-
Versuchsdauer	4 ^h	2 ^h	5 ^h	5 3/4 ^h	4 ^h	5 ^h	3 1/2 ^h
O ₂ Verbr./ gf. Lebend- gew./h.	111,4 omm	143,6 omm	114,9 omm	137,3 omm	154,1 omm	92,8 omm	112,8 omm
O ₂ Verbr./ gf. Trock- gew./h.	-	-	-	-	-	-	626,2 omm
O ₂ Verbr./ Indiv./h.	2,7 omm	4,6 omm	4,4 omm	4,2 omm	5,9 omm	3,1 omm	3,8 omm
	8	9	10	11	12	13	
Versuchstiere	11	11	10	11	10	11	
Lebendgewicht mg	363	356	302	296	246	295	
Versuchsdauer	6 ^h	6 ^h	4 ^h	5 ^h	4 ^h	3 ^h	
O ₂ Verbr./ gf. Lebend- gew./h.	100,1 omm	96,2 omm	113,8 omm	112,2 omm	92,5 omm	146,5 omm	
O ₂ Verbr./ gf. Trock- gew./h.	484,1 omm	441,3 omm	545,5 omm	495,2 omm	452,1 omm	724,1 omm	
O ₂ Verbr./ Indiv./h.	3,3 omm	3,1 omm	3,4 omm	3,0 omm	2,3 omm	3,8 omm	

Sauerstoffbedarf von Carinogammarus roeselii

	1	2	3	4	5	6	Gammarus- pulex
Versuchstier	7	3	3	3	4	3	5
Lebensgewicht mg	175	155	155	120	118	98	157
Trockengewicht mg	45	39	39	28	25	25	37
Versuchsdauer h	5 1/2	4	4	3	4 1/2	4 1/2	4
O ₂ -Verbr./g Lebendgewicht/h	222,1 cmm	196,2 cmm	193,5 cmm	246,4 cmm	236,8 cmm	326,4 cmm	344,7 cmm
O ₂ -Verbr./g Lebendgewicht/h	863,5 cmm	788,8 cmm	768,0 cmm	1103 cmm	1230 cmm	1230 cmm	1350,8 cmm
O ₂ -Verbr./Indiv./h	5,5 cmm	10,2 cmm	10,0 cmm	10,3 cmm	7,9 cmm	10,6 cmm	10,8 cmm

Daraus errechnen sich für die einzelnen Arten Durchschnittswerte für den Sauerstoffverbrauch wie sie in nachfolgender Übersicht wiedergegeben sind:

	Asellus aquaticus	Carino- gammarus roeselii	Gammarus pulex
O ₂ -Verbrauch/g Lebendgew./h in cmm	116,8	241,9	344,7
O ₂ -Verbrauch/g Trockengew./h in cmm	533,1	1011,5	1350,8
O ₂ -Verbrauch/Individuum/h in cmm	3,6	10,2	10,8

Demnach besitzt also Carinogammarus roeselii einen 2,1 mal höheren Sauerstoffbedarf bezogen auf das Individuum (bei einer gleich- oder Körpergröße) einen 2 mal höheren bezogen auf das Lebendgewicht und einen 1,9 mal höheren bezogen auf das Trockengewicht als Asellus aquaticus.

Insgesamt ist also Carinogammarus roeselii ebenso wie Gammarus pulex (siehe auch TROIANI 1974) wesentlich sauerstoffintensiver

und entzieht zugleich dem Wasser im gleichen Zeitraum mehr Sauerstoff als *Asellus aquaticus*. Die Unterschiede in den Atmungsgrößen wie sie innerhalb beider Arten von Versuch zu Versuch deutlich werden, liegen nicht in der Art und Durchführung der Versuche begründet, sondern müssen im verwendeten Tiermaterial gesucht werden. Daraus hin weisen die Versuche 8 und 9 bei *Asellus aquaticus* und 2 und 3 bei *Carinogammarus roeselii* wobei gleiches Tiermaterial verwendet wurde und dadurch die Abweichungen von Versuch zu Versuch in bezug auf den Sauerstoffverbrauch nur ganz geringfügig bleiben.

e) Diskussion der Untersuchungsergebnisse

Die in den experimentellen Untersuchungen im Strömungsaquarium gewonnenen Ergebnisse über das Strömungsverhalten der beiden Crustaceenarten *Asellus aquaticus* und *Carinogammarus roeselii* stehen weitgehend in Übereinstimmung mit dem Freilandverhalten der beiden Arten, von denen *Asellus aquaticus* als eine Form des stehenden bzw. schwach fließenden Wassers angesehen werden muss. Im Gegensatz dazu bevorzugt *Carinogammarus roeselii* deutlich fließendes Wasser, wobei nach dem Verhalten in der "Strömungsorgel" ein Fließgeschwindigkeitsbereich von etwa 10-20 cm/sec. für die Art als optimal angesehen werden kann. Diese experimentellen Befunde stehen damit im Einklang mit den Beobachtungen von BARBER (1956), welcher der Strömung eine verbreitungsregulierende Funktion bei der Verteilung von *Asellus aquaticus* und Gammariden im Süßwasser zuschreibt.

Ausgehend von der Tatsache, dass fließendes Wasser bei gleichem absoluten Sauerstoffgehalt stets sauerstoffreicher ist als stehendes, also den in ihm lebenden Organismen einen (etwa um das Doppelte) höheren Sauerstoffnutzwert bietet, steht das Strömungsverhalten der beiden Arten in einem sinnvoll erscheidenden Zusammenhang mit ihren Sauerstoffansprüchen bzw. ihrer Atmungsgröße.

Es ergibt sich dabei eine deutliche Abstufung der Sauerstoffbedürftigkeit der beiden Arten, die in diesem Zusammenhang noch ergänzt werden durch Angaben über die Sauerstoffansprüche von Gam-

Gammarus pulex. Danach besitzt *Asellus aquaticus* als Form des stehenden bzw. schwach fliessenden Wassers mit einer Atmungsgrösse von 116,8 $\text{cm}^3 \text{O}_2/\text{Gramm Lebendgewicht/Stunde}$ den niedrigsten Sauerstoffverbrauch. Dann folgt *Carinogammarus roeselii* als Fliesswasserform mit einem Sauerstoffbedarf von 241,9 $\text{cm}^3 \text{O}_2/\text{Gramm Lebendgewicht/Stunde}$. An dritter Stelle mit dem höchsten Sauerstoffbedarf steht als weitere Fliesswasserform *Gammarus pulex* mit einer Atmungsgrösse von 344,7 $\text{cm}^3 \text{O}_2/\text{Gramm Lebendgewicht/Stunde}$ (= 1370,3 $\text{cm}^3 \text{O}_2/\text{Gramm Trockengewicht/Stunde}$). Letzterer Wert befindet sich damit in unmittelbarer Nähe des von TEOIANI (1954) ermittelten Sauerstoffbedarfs von *Gammarus pulex* mit 1350 $\text{cm}^3 \text{O}_2/\text{Gramm Trockengewicht/Stunde}$. Bei *Asellus aquaticus* kann auf Grund des verwendeten Tiernaterials im Gegensatz zu FOX-SIMMONDS (1933) kein Unterschied im Sauerstoffverbrauch von Formen aus Fliess- und Stehgewässern festgestellt werden. Die vorliegenden respiratorischen Untersuchungen bestätigen dagegen die Annahme von SCHELLENBERG (1942), nach der *Carinogammarus roeselii* einen geringeren Sauerstoffbedarf besitzen soll als *Gammarus pulex*.

Irregulär sprechen die einzelnen Befunde bei den untersuchten Arten vorläufig für die Annahme eines zweckbedingten Zusammenhangs zwischen Sauerstoffbedürftigkeit und Verhalten in der Strömung, wobei sich hoher Sauerstoffbedarf und Strömungsbevorzugung (Rheophilie) miteinander verbinden. Die Rheophilie kann dabei als eine unmittelbare Folge der hohen Sauerstoffbedürftigkeit angesehen werden. Sie stellt in diesem Zusammenhang eine sinnvolle Reaktionsweise dar, welche die Art jeweils Gewässer oder Gewässerbesirke mit physiologisch höheren Sauerstoffgehalt aufsuchen lässt, wo sie dann auf Grund ihrer hohen Sauerstoffansprüche besser gedeihen kann.

C. Zusammenfassung

1. In vorliegenden Untersuchungen wird über einen Zeitraum von 18-20 Monaten in 4 Gewässern des Süßwassers die Erscheinung des jahreszeitlichen Wechsels des Artenbestandes und der Lebensgemeinschaften unter besonderer Berücksichtigung ihres Saprobitätscharakters untersucht. Die untersuchten Gewässer teilen sich auf in 2 perennierende, flachgründige Teiche, die keine stabile Temperaturschichtung ihres Wassers aufweisen und durch organische fäulnisfähige Stoffe verunreinigt werden, sowie 2 Bäche, von denen ebenfalls einer durch häusliche Abwässer verunreinigt wird, während dem anderen das Merkmal einer Primärverschmutzung durch Abwässer fehlt.
2. Die Untersuchungen erstrecken sich über die Mikrofauna, Mikroflora und die Leitformen des revidierten Saprobiensystems von LIEBOWITZ (1951) dieser Gewässer. Zur quantitativen, graphischen Darstellung der Untersuchungsergebnisse werden sog. Saprospektren verwendet.
3. In Ergänzung zu den biologischen Ermittlungen werden zugleich die im jahreszeitlichen Ablauf wechselnden physikalischen und chemischen Bedingungen der einzelnen Gewässer qualitativ und quantitativ untersucht unter besonderer Berücksichtigung der Faktoren Temperatur, Lichtklima, Fließgeschwindigkeit, Wasserführung, Verunreinigung, Wasserstoffionenkonzentration, Sauerstoffgehalt, Sauerstoffzehrung in 48 Stunden, Oxidierbarkeit, Ammoniakgehalt, Nitrit- und Nitratgehalt, Laosprobenkonzentration und Schwefelwasserstoffgehalt.
4. In allen untersuchten Gewässern ergibt sich übereinstimmend ein deutlicher Wechsel der Lebensgemeinschaften und ihres Saprobitätscharakters, wobei in Abhängigkeit von den Bedingungen der Jahreszeit allgemein im Sommer und Frühherbst die Biozönosen bzw. Artenvergesellschaftungen unter typischer Veränderung ihres Artenbestandes einen höheren Saprobitätsgrad erreichen bzw. diesen intensiver ausbilden, als zu den anderen Jahreszeiten.

Umgekehrt erfolgt in den Frühlings-, Herbst- und Wintermonaten in der Regel eine Abnahme des Saprobitätsgrades unter entsprechender Umgestaltung des Artenbestandes und der Lebensgemeinschaften.

5. Mit Ausnahme eines primär unverschmutzten Fließgewässers stehen die Veränderungen in den biologischen Bedingungen der untersuchten Gewässer in unmittelbarem und vergleichbarem Zusammenhang mit den chemischen Veränderungen und äussern sich allgemein in einer Zunahme der Verschmutzung in den Sommer- und Frühherbstmonaten. In Umkehrung dieser Verhältnisse erfolgt in den Frühlings-, Herbst- und Wintermonaten in der Regel eine Verschmutzungsabnahme. Als besonders bedeutungsvoll in ihrer Eigenschaft als Index bzw. verursachende Faktoren erweisen sich dabei für

- a) die untersuchten Fließgewässer die Sauerstoffzehrung und der Ammoniakgehalt;
- b) die untersuchten Stehgewässer der Sauerstoffgehalt, dessen Funktion als Minimumfaktor für eine Reihe von Ciliatenarten nachgewiesen werden kann, die Sauerstoffzehrung, die Oxydierbarkeit, Ammoniak- und Schwefelwasserstoffgehalt.

6. Der Wechsel der chemischen Bedingungen und der damit verbundenen biologischen Veränderungen erweist sich als temperaturabhängig und unterliegt damit überwiegend den Einflüssen des Klimas und der Jahreszeit. Hohe Temperaturen fördern nach der Reaktionsgeschwindigkeit - Temperaturregel von VAN T'HOFF den Abbau der im Ufer- und Grundschlamm dieser Gewässer angelagerten organisch fäulnisfähigen Substanz. Dabei treten oxydative bis reduktive Zerfallsprozesse auf, während zugleich der Umfang der Primärverschmutzung durch häusliche Abwässer oder sonstige Abfallstoffe konstant bleibt.

7. Teilweise werden diese Vorgänge durch Veränderungen in der Wasserführung, Niederschlagsmenge modifiziert. Insbesondere Einfluss üben in den stehenden Gewässern sauerstoffdiffusionshemmende Schwimmdecken von *Lemna minor* aus.

Eine Verschmutzungszunahme, die sich in den untersuchten Steh-

gewässern bis zu anaeroben Verhältnissen steigern kann, bewirkt auch ein längerer dichter Eisabschluss durch Unterbindung der Sauerstoffdiffusion von der Atmosphäre ins Wasser.

8. In den untersuchten Fließgewässern ergibt sich in einem mehrjährigen Beobachtungszeitraum von Jahr zu Jahr eine relative Konstanz der Artenvergesellschaftungen sowie der Biozönoson und der Periodizität ihres Auftretens. Im Gegensatz dazu sind in den untersuchten stehenden Gewässern teilweise beträchtliche Unterschiede in der Artenzusammensetzung und Jahresrhythmik einzelner Arten festzustellen.
9. Als Nebenbefund kann die z.T. weite Verbreitung der wenig bekannten farblosen Flagellaten *Chilomonas acuta* und *Menoidium tremulum* nachgewiesen und durch morphologische und ökologische Angaben ergänzt werden.
10. Als weiterer Nebenbefund kann in einem der untersuchten Teiche ein biozönotisches Abhängigkeitsverhältnis zwischen Phyto und Zooplanktonperiodizität erkannt und demonstriert werden. Ein ähnlich gestalteter biozönotischer Konnex wird auch zwischen dem Abwasserbakterium *Sphaerotilus natans* und dem Ciliaten *Colpidium colpoda* aufgezeigt.
11. Im zweiten Teil der vorliegenden Arbeit wird das Strömungsverhalten und der Sauerstoffbedarf des Insekten *Asellus aquaticus* L. und des Amphipoden *Gammarus roeselii* SCHUBINER untersucht. Die Strömungsversuche werden in einer von ZÄHRER (1956) entwickelten "Strömungsorgel" durchgeführt.
12. In Wahlversuchen mit Fließgeschwindigkeitsabstufungen von
a) 0-1 cm/sec., 5-8 cm/sec., 12-15 cm/sec. und b) 0-1 cm/sec., 10-13 cm/sec., 18-21 cm/sec.

In den einzelnen Strömungsarmen des Strömungsapparates zeigt *Asellus aquaticus* eine deutliche Bevorzugung von stehendem Wasser gegenüber mäßig bis stark strömendem Wasser. *Gammarus roeselii* zeigt unter gleichen Versuchsbedingungen eine deutliche Bevorzugung von strömendem Wasser mit einer Fließgeschwindigkeit von 10-20 cm/sec.

13. In Resistenzversuchen widerstehen beide Arten Fließgeschwindigkeiten von 50-60 cm/sec. auf feinmaschigem Drahtgazesubstrat.
14. Der Sauerstoffbedarf der beiden Arten wird mit einem von SCHOLANDER and EDWARDS (1942) entwickelten Respirometer bei einer Temperatur von 10°C volumetrisch bestimmt. Dabei besitzt *Asellus aquaticus* einen durchschnittlichen Sauerstoffbedarf von 116,8 cmm O₂/g Lebendgewicht/Stunde (= 553,1 cmm O₂/g Trockengewicht/Stunde = 3,6 cmm O₂/Individuum/Stunde). Der Sauerstoffbedarf von *Carinogammarus roeselii* beträgt im Durchschnitt 241 cmm O₂/g Lebendgewicht/Stunde (= 1010 cmm O₂/g Trockengewicht/Stunde = 9,1 cmm O₂/Individuum/Stunde). Eine ergänzende Bestimmung der Atmungsgrösse von *Gammarus pulex* ergibt einen Sauerstoffbedarf von 344 cmm O₂/g Lebendgewicht/Stunde (= 1370,8 cmm O₂/g Trockengewicht/Stunde = 10,8 cmm O₂/Individuum/Stunde).
15. Zusammenfassend ergibt sich, dass *Carinogammarus roeselii* und auch *Gammarus pulex* als Formen des fließenden Wassers einen durchschnittlich 2-2 1/2 mal höheren Sauerstoffbedarf aufweisen als *Asellus aquaticus*, die eine Form des stehenden Wassers darstellt.

III. Literaturverzeichnis

- ALLEE, W.: An experimental analysis of the relations between physiological states and rheotaxis in isopoda. Jour.exper.Zool. XII, 269-344, 1912
- The ecological importance of the rheotactic reaction of stream isopods. Jour.exper.Zool. XV, 257-296, 1913
- ALLEE, W.C.,
EMERSON, A.E.,
PARK, O.,
PARK, T. and
SCHMIDT, K.: Principles of Animal Ecology. Philadelphia and London 1949
- ALSTEDT, G.: Nagra synpunkter anaende giftverkan av ammoniak och ammoniumföreningar gent emot söttvattensorganismer. Särtryck ur skrifter utgivna av södra sveriges fiskeriförening. Lund, 111-176, 1920
- ATKIN, G.: Ökologie der freilebenden Ciliaten der Schwarzbach unter besonderer Berücksichtigung der verschiedenen Verbreitungsfaktoren. Diss. Univ.Erlangen 1950
- BERNER, L.: Note sur les aselles d'eau douce. Arch.f. Hydrobiol.51, 410-414, 1956
- BETHGE, H.: Beiträge zur Kenntnis des Teichplanktons. Berl.dtsch.bot.Ges.65, 188-197, 1952
- BODDIE, F.: Problems of Animal Ecology. Oxford 1933
- BRAUER: Die Süßwasserfauna Deutschlands. Jena, Fischer 1909-1912
- BODDIE, W.V.: Grundriss der vergleichenden Physiologie. Berlin 1937
- BODDIE, W.V.: Fluctuations in Biotic Communities. Ecology 16, 203-212, 1935
- An Ecological Glossary, Norman Univ.of Oklahoma Press. 1938
- CERNY, A.: Zur Dynamik von Seichtgewässern. Ztschr.f. Hydrologie X, 4, 1948
- CLEMENTS, F.E. and
SHELFORD, V.E.: Bio-Ecology. New York 1949
- CYRUS, B. u.
CYRUS, Z.: A map of the purity of flows in the catchment areas of the Elbe, Danube and Oder. Prace a stud. Stat.ust.hydrol., Praha, 64, 1947
- COLE, E.: Grundsätze und Grundbegriffe der bioökologischen Forschung. Zool.Anz.33, 349-353, 1908

- DAHL, F.: Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile. Jena 1925-1942
- DOFLEIN-REICHENOW: Lehrbuch der Protozoenkunde. 6. Aufl. Jena 1953
- DOYLE, L.: The nutrition of Protozoa. Biol. Rev. 18, 119, 1943
- EDDY, S.: A study of fresh water plankton communities. Illinois Biol. 12, 4, 1934
- EMMERLING, O.: Praktikum der chemischen, biologischen und bakteriologischen Wasseruntersuchung. Sammlung naturwiss. Praktika 4, Berlin 1914
- EVERTH-SCHOLANDER: Einfachste Lebensformen des Tier- und Pflanzenreiches. Berlin 1925
- FEHLMANN, J.W.: Die Bedeutung des Sauerstoffs für die aquatile Fauna. Vierteljahresschr. d. naturf. Gesellsch. i. Zürich 62, 230-241, 1917
- FOX M. and SIMMONDS, G.: Metabolic rates of Aquatic Arthropods from different habitats. Jour. of exper. Biol. 10, 67-74, 1933
- FRANZ, H.: Dauer und Wandel der Lebensgemeinschaften; Schriften d. Ver. z. Verbreitung v. naturwiss. Kenntnissen Wien 93, 27-45, 1952/53
- FRIEDERICH, K.: Grundsätzliches über die Lebenseinheiten höherer Ordnung und den ökologischen Einheitsfaktor. Naturwiss. 15, 153-157, 1927
- FRIEDERICH, K.: Über den Begriff Umwelt in der Biologie. Acta Biotheoretica, 147-162, 1943
- GAFFRON, H.: Photosynthesis, photoreduction and dark reduction of CO_2 in certain Algae. Biol. Rev. 19, 1-20, 1944
- GAMS, H.: Prinzipienfragen der Vegetationsforschung. Ein Beitrag zur Begriffserklärung und Methodik der Bioökologie. Vierteljahresschr. Naturforsch. Gesellsch. Zürich, 63, 293-403, 1918.
- GRUBER, O.: Variabilität und Systematik der Gattung Chlamydomonas. Arch. f. Prot. 94, 311-502, 1940
- GRUBER, O.: Über den Bau und die Lebensweise der Euglenen. Arch. f. Prot. 60, 511-590, 1928
- HARNISCH, O.: Zur Analyse des Sauerstoffverbrauchs der Larven von Cloeon dipterum und Ephemerella vulgata. Z. vergl. Physiol. 26, 548-569, 1938
- HARNISCH, O.: Hydrophysiologie der Tiere. Die Binnengewässer. Bd. 19, Stuttgart 1951
- HARNISCH, O.: Das Saprobiensystem. Die makroskopisch-biologische Wasseranalyse nach ihrem heutigen Stand. Kleine Mitteilungen f. d. Mitglieder d. Ver. f. Wasser-, Boden- und Lufthygiene, 7, 1931

- HESSE, R.: Ökologie der Tiere. Handwörterbuch d. Naturwissenschaften. 2. Aufl. 7, 369-389, 1932
- HOARE, C.A.: Studies on coprozoic ciliates. Parasitology, 19, 154, 1927
- HOFER, B.: Über die Vorgänge der Selbstreinigung im Wasser. Münch. Med. Wochenschr. 52, 1906
- HOFER, B.: Wasseruntersuchungen. Dresden und Leipzig. 1943
- HUBER-PESTALOZZI, G.H.: Das Phytoplankton des Süßwassers. Die Binnengewässer. Stuttgart 1938-1955
- JOHNSON, M.: The control of respiratory movements in Crustacea by O_2 and CO_2 . Jour. of exper. Biol. 13, 1936
- KAESTNER, A.: Lehrbuch der speziellen Zoologie. Teil I, Wirbellose. Jena 1954, 1955
- KAHL, A.: Wimpertiere oder Ciliata. Dahl Tierwelt Deutschlands. Jena 1930-1935
- LILLY, D.M. and CLAFF, C.: Growth studies on Ciliates. IV. The influence of Food on the Structure and Growth of Glaucoma vorax. Biol. Bull. 78, 9-23, 1940
- KITCHING, J.A.: The effects of a Lack of O_2 and of low oxygen tension on Paramecium. Biol. Bull. 77, 339-353, 1939
- KLUT, H. u. OLSZWESKI, W.: Untersuchung des Wassers an Ort und Stelle. Berlin 1945
- KOLKWITZ, R.: Biologie des Trinkwassers, Abwassers und der Vorfluter. RUBNER, V. GRUBER, FICKER: Handbuch d. Hygiene, 2. Aufl. 1911
- KOLKWITZ, R. u. MARSSON, M.: Ökologie der Saprobien. Über die Beziehung der Wasserorganismen zur Umwelt. Schriftenreihe d. Ver. f. Wasser-, Boden- und Lufthygiene Nr. 4, Stuttgart 1950
- KOLKWITZ, R. u. MARSSON, M.: Ökologie der pflanzlichen Saprobien. Ber. dtsch. bot. Ges. 26a, 1098
- KOLKWITZ, R. u. MARSSON, M.: Ökologie der tierischen Saprobien. Internat. Rev. d. ges. Hydrobiol. u. Hydrographie, 2, 126-152, 1909
- LAUTERBORN, R.: Die sapropelische Lebewelt. Zool. Anz. 24, 55, 1901
- LAUTERBORN, R.: Zur Kenntnis der sapropelischen Flora. Allgem. Bot. Ztschr. 1906
- LIEBMANN, H.: Auftreten, Verhalten und Bedeutung der Protozoen bei der Selbstreinigung stehenden Abwassers. Ztschr. f. Hyg. u. Infekt. 118, 1936, p. 29-53

- LIEBMANN, H.: Die Ciliatenfauna der Emscherbrunnen. Ztschr.f.Hyg.u.Infektkrkh. 118, 1936
- Biologie und Chemismus der Bleilochsperre. Zugleich ein Beitrag zur Frage der Wirkung von Abwässer aus Sulfitzellulosefabriken auf stehende Gewässer. Arch.f.Hydrobiol. 33, 1-81, 1938
- Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie. Bd.1 München 1951
- LWOFF, A.: Biochemistry and Physiology of Protozoa. Vol.I, New York, 1951
- MANROKS, H.: Sexualbiologische Studien an Asellus aquaticus. Zool.Jb.Abt.Allg.Zool.u.Physiol. 48, 399-508, 1930
- MÖBIUS, K.: Die Auster und die Austernwirtschaft. Berlin 1877
- NIKITINSKY, J. u. MUDREZOWA-WYSS, F.K.: Über die Wirkung der Kohlensäure, des Schwefelwasserstoffs, des Methans und der Abwesenheit des Sauerstoffs auf Wasserorganismen, Zbl.f.Bakt.Parasitk. u.Infektkrankh., 2, 81, 167, 1930
- PASCHER, A.: Die Süßwasserflora Mitteleuropas. Fischer, Jena, 1913-1936
- PICHLER, W.: Zur Terminologie der Kleingewässer. Arch.f. Hydrobiol.XLI. 415-420, 1947
- PLESKOT, M.: Der Stand der biologischen Fließwasserforschung. Verh.d.dtsch.Zoolog.Mainz, 277-288, 1949
- FRINGSHEIM, E.G.: Zur Kenntnis saprotropher Algen und Flagellaten. Arch.f.Prot.87, 43-97, 1936
- RAO, G.B.: On the distribution of Algae in a group of six small ponds. II.Algal periodicity. Jour. of Ecology, 43, 291-308, 1955
- RESWOY, P.D.: Zur Definition des Biozönosebegriffes. Russ. Hydrobiol.Ztschr.3, 1924
- RODHE, W.: Environmental Requirements of Freshwater Plankton Algae. Symb.bot.Upsal.X, 1, 1948
- ROUND, F.E.: Some observations on the benthic algal flora of 4 small ponds. Arch.f.Hydrobiol.50, 111-135, 1955
- RUTTNER, F.: Bemerkungen über den Sauerstoffgehalt der Gewässer und dessen respiratorischen Wert. Naturwissenschaften, 1926
- Grundriss der Limnologie. 2.Aufl.Berlin 1952

- HYLOV, W.M.: Das Zooplankton der Binnengewässer. Die Binnengewässer 15, 1935
- SCHULLENBERG, A.: Der Cammarus des deutschen Süßwassers. Zool.Anz. 108, 209, 217, 1934
- Amphipoda. DAHL, Tierwelt Deutschland, 1942
- SCHILLER, J.: Neue Chryso- und Cryptomonaden aus Alteserh der Donau bei Wien. Arch.f.Prot.66, 436-459, 1929
- SCHWENKE, W.: Biozönötik und angewandte Entomologie. Beitr.z.Entomol.3, 86-162, 1953
- SCHOLANDER, P.P.: Volumetric Microrespirometers. Review of Scientific Instruments, 13, 32-34, 1942
- SCHOLANDER, P.P. and EDWARDS, G.A.: Volumetric Microrespirometers für Aquatic Organisms. Review of Scientific Instruments, 13, 292-295, 1942
- SHAMKH-HOSAM: Zur biologischen Charakteristik der höheren Saprobitätsstufen. Arch.f.Hydrobiol. 51, 376-370, 1956
- STAMMER, H.A.: Der Einfluss von Schwefelwasserstoff und Ammoniak auf tierische Leitformen des Saprobiensystems. Vom Wasser, XX, 34-71, 1953
- STAMMER, H.J.: Zur Kenntnis der Verbreitung und Systematik der Gattung Asellus insbesondere der mitteleuropäischen Arten. Zool.Anz.99, 113-131, 1932
- TILGNER, A.: Untersuchungen über die Beziehungen zwischen dem Sauerstoffgehalt des Wassers und der Zusammensetzung der Fauna in norddeutschen Seen. Arch.f.Hydrobiol.12, 1918
- Grundzüge einer allgemeinen Ökologie. Arch. f.Hydrobiol. 11, 207-285, 1917
- Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. Binnengewässer Bd.18, 1950
- TISCHLER, W.: Kritische Untersuchungen und Betrachtungen zur Biozönötik. Biol.Zbl.69, 33-45, 1950
- Der biozönotische Konnex. Biol.Zbl.70, 517-523, 1951
- Synökologie der Landtiere, Stuttgart 1955
- TROIANI, D.: La consommation d'oxygene de quelques Gammaridae. C.r.Acad.Sci (Paris), 239, 1540-1542, 1954
- WATSON, J.M.: The Bionomics of Coprophilic Protozoa. Biol.Rev.21, 121-139, 1946
- WILHELM, I.: Hydrobiologische und hydrographische Untersuchungen an 2 teichartigen Gewässern. Beih.Bot.Zbl.51, 1933

- 11 -
- WEIMANN, R.: Chemisch biologische Untersuchungen an einem Teich. Arch.f.Hydrobiol., 28, 1935
- Zur Gliederung und Dynamik der Flachgewässer. Arch.f.Hydrobiol. 38, 481-524, 1942
- WESENBERG-LUND, C.: Biologie der Süßwassertiere. Wirbellose Tiere. Wien 1939
- Biologie der Süßwasserinsekten, Berlin und Wien 1943
- WESTERL, A.: Der Faulschlamm und seine ciliaten Leitformen. Ztschr.f.Morph.u.Ökologie d.Tiere, 13, 179-328, 1928
- YAKIMOFF, W. u. KOLPAKOFF, T.: Die Darmprotozoen des Menschen bei Coliten. Arch.Soc.Russe. Protistol, I, 120, 1922
- YOSHIMURA, S.: Seasonal variation in content of nitrogenous compounds and phosphate in the water of Takasuka pond, Arch.f.Hydrobiol. XIV 1932
- ZAHNER, R.: Über die Bindung von Calopteryx (Agrion) splendens Harr. an den Lebensraum. Diss. Univ.München 1957

L e b e n s l a u f

Ich, Lothar H u b e r , wurde am 6. November 1929 in Neumarkt/Of., als Sohn des damaligen Postsekretärs Max H u b e r und seiner Ehefrau, Therese, Huber, geb. Endres, geboren.

Meine Kindheit verbracht ich in Neumarkt/Opf. und kam dort 1936 in die Volksschule. Im Jahre 1937 erfolgte eine Versetzung meines Vaters mit Übersiedlung der Familie nach Straubing/Donau.

Nach 4 Jahren Volksschulbesuch trat ich 1940 in die Oberschule in Straubing ein und schloss dort 1950 mit dem Abitur ab. Der Schulbesuch wurde 1945 durch eine Einberufung zum Reichsarbeitsdienst unterbrochen.

Im Winter-Semester 1950/51 nahm ich das Studium an der Universität München an der Naturwissenschaftlichen Fakultät auf. Die hier vorliegende Dissertationsarbeit wurde im Sommer 1953 begonnen.

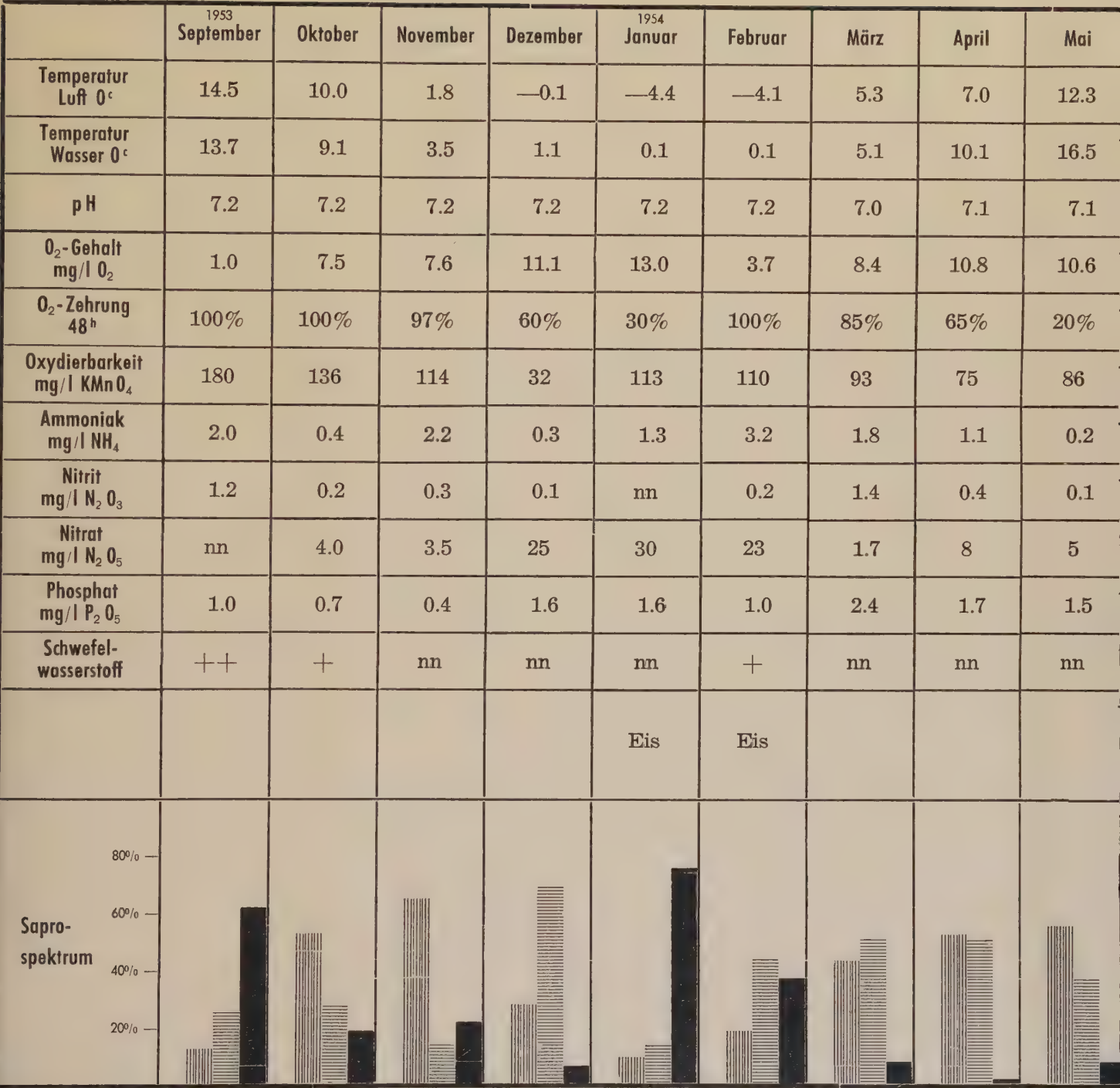
Lebenslauf

Ich, Lothar Huber, wurde am 6. November 1929 in
Neumarkt/Of., als Sohn des damaligen Postsekretärs
ex. Huber und seiner Ehefrau, Therese, Huber,
geb. Schmid, geboren.

Meine Kindheit verbrachte ich in Neumarkt/Of. und kam
dort 1936 in die Volksschule. Im Jahre 1937 erfolgte
eine Versetzung meines Vaters mit Übersiedlung der Fa-
milie nach Strubing/Donau.

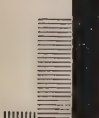
Während meines Volksschulbesuchs trat ich 1940 in die Gema-
schule ein. Im Jahre 1941 wurde ich in die Volksschule Strubing
abgegeben. Der Schulbesuch wurde 1945 durch eine Minde-
rtragung zum Reichsarbeitsdienst unterbrochen.

Im Winter-Semester 1950/51 nahm ich das Studium an der
Hochschule für Angewandte Wissenschaften in München auf.
Kultet auf. Die hier vorliegende Diplomationsarbeit
wurde im Sommer 1953 begonnen.



Erklärungen: längsgestreift = β-mesosaprob
quergestreift = α-mesosaprob
schwarz = polysaprob

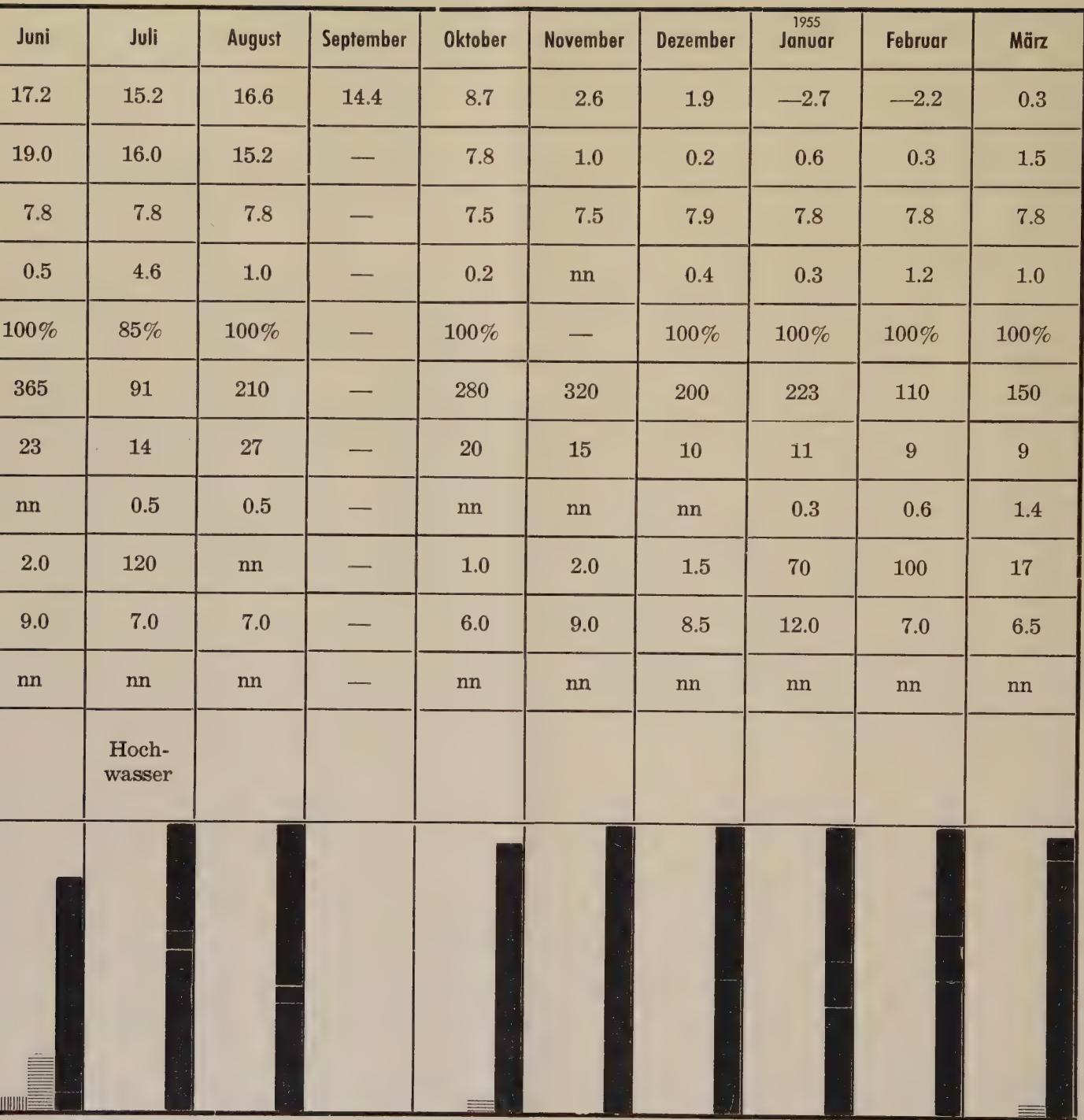
Veiherr

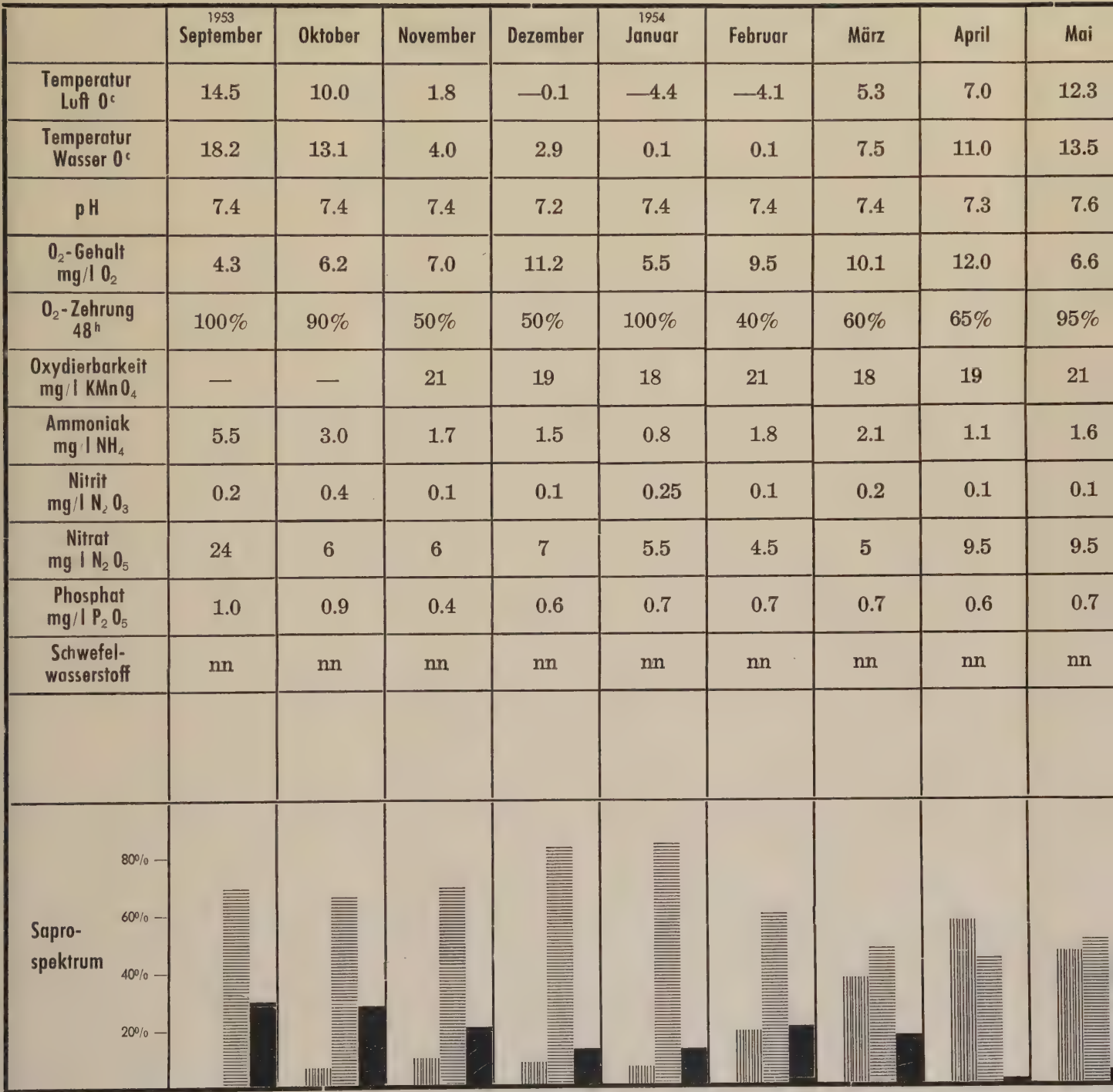
Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	1955 Januar	Februar	März
17.2	15.2	16.6	14.4	8.7	2.6	1.9	—2.7	—2.2	0.3
19.2	17.1	14.0	—	7.0	4.2	2.7	1.0	0.8	1.2
7.2	7.2	7.0	—	7.2	7.2	7.0	6.9	7.0	7.0
11.1	8.2	0.2	—	2.7	5.4	12.3	12.6	13.1	7.5
25%	20%	100%	—	50%	40%	20%	10%	20%	20%
72	45	85	—	109	84	18	11	3	25
0.2	0.6	2.1	—	4.6	2.3	1.4	0.1	nn	1.1
nn	0.2	0.4	—	0.8	0.2	0.3	0.1	0.1	0.4
3.5	13.5	1.5	—	24	20	25	50	60	42
1.5	1.0	2.2	—	2.2	2.0	1.5	0.9	1.1	1.6
nn	nn	++	—	+	nn	nn	nn	nn	nn
									

	1953 September	Oktober	November	Dezember	1954 Januar	Februar	März	April	Mai
Temperatur Luft 0°	14.5	10.0	1.8	—0.1	—4.4	—4.1	5.3	7.0	12.3
Temperatur Wasser 0°	17.0	9.0	4.5	2.1	0.1	0.1	2.8	5.4	11.0
pH	7.9	7.9	7.9	7.8	7.8	7.8	7.7	7.8	7.8
O ₂ -Gehalt mg/l O ₂	nn	nn	0.4	nn	nn	nn	nn	2.5	2.4
O ₂ -Zehrung 48 ^h	—	—	100%	—	—	—	—	100%	100%
Oxydierbarkeit mg/l KMnO ₄	—	668	810	850	202	755	157	270	260
Ammoniak mg/l NH ₄	80	20	24	100	12	400	28	22	9
Nitrit mg/l N ₂ O ₃	nn	nn	nn	nn	4.0	nn	nn	nn	0.2
Nitrat mg/l N ₂ O ₅	nn	nn	nn	nn	40.0	nn	nn	2.0	3.5
Phosphat mg/l P ₂ O ₅	7.0	7.0	6.0	6.0	3.4	6.0	7.0	8.0	6.0
Schwefel- wasserstoff	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nn
					Eis	Eis			
Sapro- spektrum				Keine Leit- formen	Keine Leit- formen	hyper- saprob			

Erklärungen : längsgestreift = β-mesosaprob
quergestreift = α-mesosaprob
schwarz = polysaprob

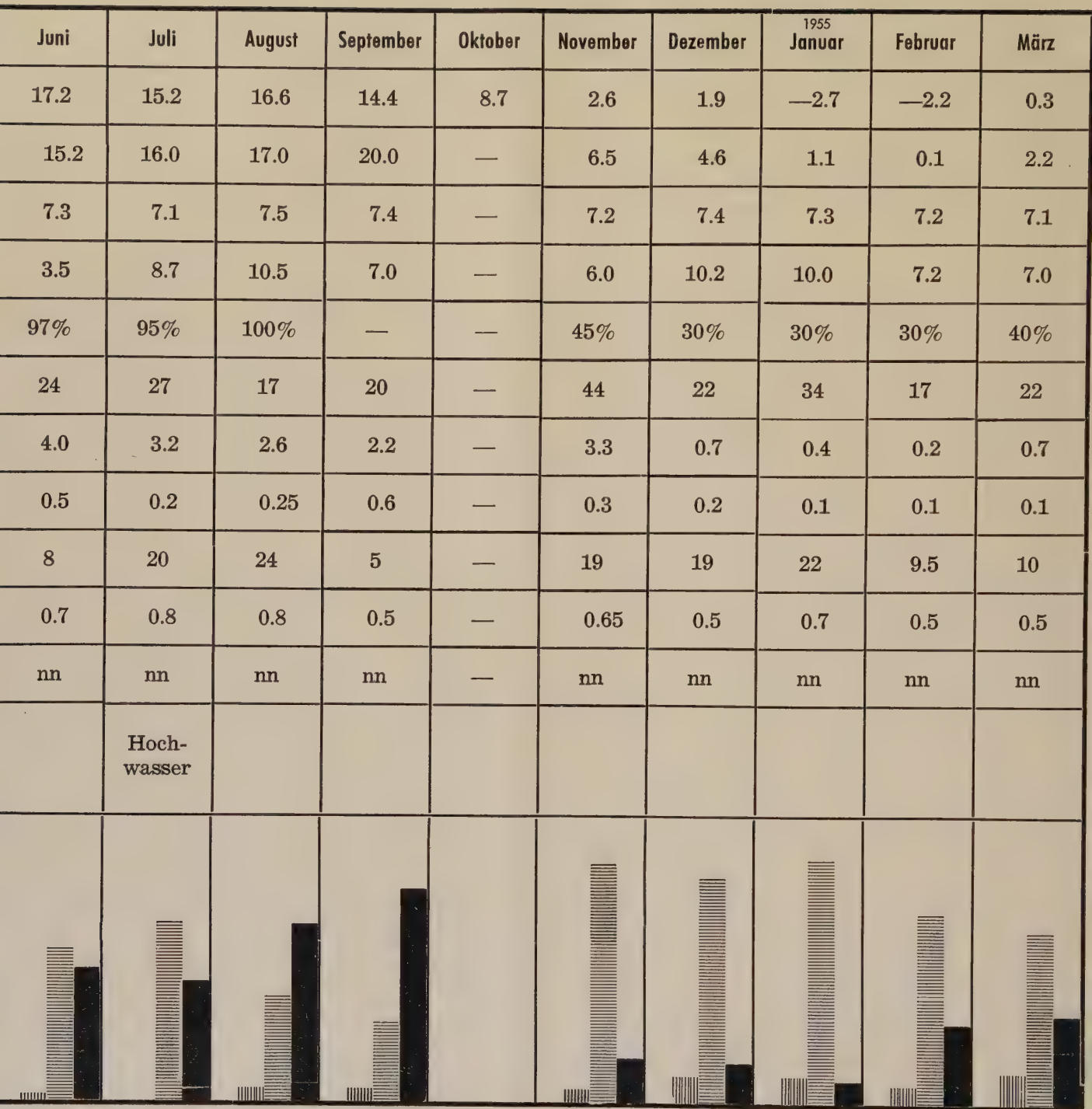
mmme



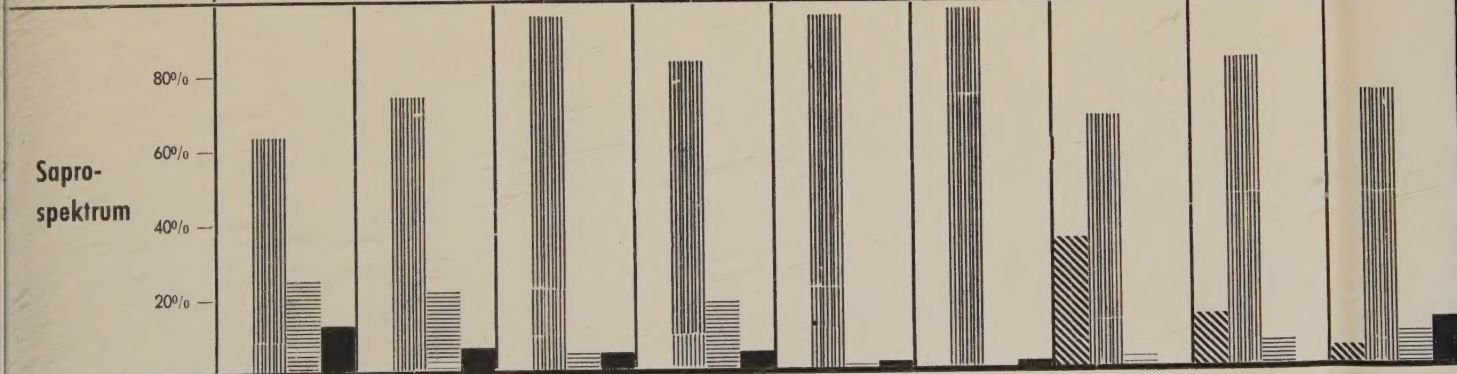


Erklärungen : längsgestreift = β-mesosaprob
quergestreift = α-mesosaprob
schwarz = polysaprob

bach



	1953 September	Oktober	November	Dezember	1954 Januar	Februar	März	April	Mai
Temperatur Luft 0°c	14.5	10.0	1.8	—0.1	—4.4	—4.1	5.3	7.0	12.3
Temperatur Wasser 0°c	15.2	10.5	4.6	4.1	3.1	3.3	6.6	7.2	10.6
pH	7.5	7.5	7.4	7.4	7.6	7.4	7.4	7.4	7.4
O ₂ -Gehalt mg/l O ₂	4.5	5.1	4.2	4.5	4.6	5.7	8.5	5.4	6.0
O ₂ -Zehrung 48 ^h	—	20%	30%	15%	20%	10%	30%	15%	35%
Oxydierbarkeit mg/l KMnO ₄	—	17	18	8	2	7	1	12	4
Ammoniak mg/l NH ₄	nn	nn	0.1	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Nitrit mg/l N ₂ O ₃	0.8	0.5	0.5	0.4	0.1	0.2	0.2	0.2	0.3
Nitrat mg/l N ₂ O ₅	24	25	30	30	35	25	25	42	50
Phosphat mg/l P ₂ O ₅	0.5	0.6	0.8	0.8	1.3	0.8	1.0	0.6	0.6
Schwefel- wasserstoff	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nn



Erklärungen: schrägestreift = oligosaprob
längsgestreift = β-mesosaprob
quergestreift = α-mesosaprob
schwarz = polysaprob

gbach

Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	1955 Januar	Februar	März
17.2	15.2	16.6	14.4	8.7	2.6	1.9	—2.7	—2.2	0.3
12.1	12.0	15.4	—	10.6	6.5	6.0	3.7	3.2	3.1
7.4	7.4	7.5	—	7.4	7.4	7.4	7.4	7.4	7.4
4.4	3.3	5.0	—	7.6	5.2	8.2	5.2	6.2	8.6
5%	5%	15%	—	40%	15%	20%	20%	10%	10%
6	4	7	—	—	18	7	5	4	3
nn	0.2	0.1	—	nn	nn	nn	nn	nn	nn
0.3	0.3	0.3	—	0.2	0.4	0.2	0.1	0.2	0.2
65	60	55	—	45	70	75	82	85	100
0.6	0.8	0.7	—	0.7	0.7	0.8	0.8	0.6	0.9
nn	nn	nn	—	nn	nn	nn	nn	nn	nn
